



ใบรับรองวิทยานิพนธ์  
บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์

วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต (วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม)

ปริญญา

วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม	วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม
สาขา	ภาควิชา
เรื่อง ผลของพีเอชต่อการเกิดก๊าซไนตรัสออกไซด์ด้วยกระบวนการออกซิเดชันแอมโมเนียมในสภาพไร้อากาศ (อนาโม๊ก)	
Effect of pH on Nitrous Oxide Emission of Anaerobic Ammonium Oxidation (ANAMMOX) Process	
นามผู้วิจัย นางสาวนิตริรัตน์ สาสุข	
ได้พิจารณาเห็นชอบโดย	
อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก	( ผู้ช่วยศาสตราจารย์สัญญา สิริวิทยาปรณ์, Ph.D. )
อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม	( ผู้ช่วยศาสตราจารย์พงศ์ศักดิ์ หนูพันธ์, Ph.D. )
หัวหน้าภาควิชา	( รองศาสตราจารย์ชาติ เจริญไชยศรี, D.Eng. )

บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์รับรองแล้ว

( รองศาสตราจารย์กัญจนา ชีระกุล, D.Agr. )

คณบดีบัณฑิตวิทยาลัย

วันที่..... เดือน..... พ.ศ.....

วิทยานิพนธ์

เรื่อง

ผลของพีเอชต่อการเกิดก๊าซไนตรัสออกไซด์ด้วยกระบวนการออกซิเดชันแอมโมเนียม  
ในสภาพไร้อากาศ (อนาโม็อก)

Effect of pH on Nitrous Oxide Emission of Anaerobic Ammonium Oxidation  
(ANAMMOX) Process

โดย

นางสาวนิตริรัตน์ สาสุข

เสนอ

บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์  
เพื่อความสมบูรณ์แห่งปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต (วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม)

พ.ศ. 2555

นิตริตน์ สาสุข 2555: ผลของพีเอชต่อการเกิดก๊าซไนตรัสออกไซด์ด้วยกระบวนการออกซิเดชันแอมโมเนียมในสภาพไร้อากาศ (อนาม็อก) ปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต (วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม) สาขาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก: ผู้ช่วยศาสตราจารย์  
สัญญา สิริวิทยาปกรณ์, Ph.D. 85 หน้า

กระบวนการทางชีวภาพสำหรับบำบัดไนโตรเจนในน้ำเสียที่ใช้กันอย่างแพร่หลาย คือกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน กระบวนการอนาม็อกเป็นกระบวนการทางเลือกหนึ่งที่มีการเปลี่ยนแอมโมเนียมไปอยู่ในรูปก๊าซไนโตรเจนภายใต้สภาวะขาดแคลนออกซิเจน โดยมีไนไตรต์เป็นตัวรับอิเล็กตรอน กระบวนการนี้จุลินทรีย์เป็นแบบออโตโทรฟ งานวิจัยนี้ทำการทดลองโดยใช้แบบจำลองของระบบเอเอสปีอาร์ปริมาณทั้งหมดเท่ากับ 3.5 ลิตร และมีปริมาตรการใช้งานเท่ากับ 3 ลิตร ใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีอัตราส่วนของแอมโมเนียมต่อไนไตรต์ที่ 1 ต่อ 1.37 เมื่อเชื้อเข้าสู่สภาวะคงที่พบว่าประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียมและไนไตรต์มีค่าเท่ากับ 98.89% และ 99.46% ตามลำดับ

ในการศึกษาถึงผลของพีเอชต่อโคเนดิกส์ในแต่ละพีเอชที่พีเอช 6.8, 7.3, 7.8 และ 8.3 พบว่าค่าอัตราการกำจัดไนโตรเจนจำเพาะสูงสุดมีค่าเท่ากับ 0.68, 0.70, 0.72 และ 0.73 กรัมไนโตรเจนต่อกรัมเอ็มแอลวีเอสต่อวัน ตามลำดับ และจากการศึกษาผลของพีเอชต่อปริมาณไนตรัสออกไซด์ที่เกิดขึ้น ในแต่ละพีเอชที่พีเอช 6.8, 7.3, 7.8 และ 8.3 พบว่า มีไนตรัสออกไซด์เกิดขึ้น โดยปริมาณไนตรัสออกไซด์ที่เกิดขึ้นคิดเป็นเปอร์เซ็นต์ไนตรัสออกไซด์ต่อความเข้มข้นของไนโตรเจนทั้งหมดมีค่าเท่ากับ 0.77%, 0.67%, 0.64% และ 0.52% ตามลำดับ แสดงให้เห็นว่าที่พีเอช 6.8 มีปริมาณไนตรัสออกไซด์เกิดขึ้นมากที่สุดเมื่อเปรียบเทียบกับพีเอชอื่นที่ทำการวิจัย

---

ลายมือชื่อนิติต

ลายมือชื่ออาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก

Nitirat Sasuk 2012: Effect of pH on Nitrous Oxide Emission of Anaerobic Ammonium Oxidation (ANAMMOX) Process. Master of Engineering (Environmental Engineering), Major Field: Environmental Engineering, Department of Environmental Engineering. Thesis Advisor: Assistant Professor Sanya Sirivithayapakorn, Ph.D.  
85 pages.

The well-known biological process for nitrogen treatment in wastewater, nitrification and denitrification processes. ANAMMOX process is an alternative process that transforms ammonia to nitrogen gas under anaerobic condition with nitrite as an electron receptor. The anammox bacteria is autotroph. This research experiment was conducted in the 3.5 L anaerobic sequencing batch reactor (ASBR) with 3 L working volume. The synthetic water with the ratio of ammonium:nitrite 1:1.37 and the anammox bacteria was mixed in the reactor until the stable condition was met. The results indicated that the removal efficiencies of ammonium and nitrite were 98.89% and 99.46%, respectively.

The effects of pH on kinetics at the different levels of pH including pH 6.8, 7.3, 7.8 and 8.3 were studied. The experiment showed that the specific nitrogen removal rate was 0.68, 0.70, 0.72 and 0.73 gN/gMLVSS-day at pH 6.8, 7.3, 7.8 and 8.3 respectively. The effect of pH on the amount of nitrous oxide at the different levels of pH showed that the percentage of nitrous oxide produced per the total concentration of nitrogen is equal to 0.77%, 0.67%, 0.64% and 0.52% at pH 6.8, 7.3, 7.8 and 8.3 respectively. The results indicated that nitrous oxide production was highest at pH 6.8.

---

Student's signature

---

Thesis Advisor's signature

## กิตติกรรมประกาศ

วิทยานิพนธ์เล่มนี้เสร็จสมบูรณ์ลุล่วงไปได้ด้วยดี ผู้วิจัยขอกราบขอบพระคุณ ผศ.ดร. ศัญญา สิริวิทยาปกรณ์ อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก และ ผศ.ดร.พงษ์ศักดิ์ หนูพันธ์ อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม ที่กรุณาให้คำปรึกษา ให้คำแนะนำ และช่วยเหลือในเรื่องการเรียน การค้นคว้าวิจัยในทุกๆ ขั้นตอนของการดำเนินการวิจัยตั้งแต่ต้นจนแล้วเสร็จ ตลอดจนการตรวจแก้ไข วิทยานิพนธ์จนสำเร็จลุล่วงไปได้ด้วยดี ขอกราบขอบพระคุณ รศ.ดร.อรพิน เจียรถาวร แห่งภาควิชาเคมี คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ ที่กรุณาให้คำแนะนำ ให้ความช่วยเหลือและให้ความรู้ในเรื่องของการใช้เครื่อง GC-MS

ขอขอบพระคุณอาจารย์และเจ้าหน้าที่ห้องปฏิบัติการประจำภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ ที่ให้ความอนุเคราะห์ใช้สถานที่และช่วยเหลือในการทำแบบจำลอง รวมถึงอำนวยความสะดวกในการใช้เครื่องมือและอุปกรณ์ในการทำวิจัย ขอขอบคุณพี่เป.เอก คุณกัญญา สาริชีวิน ที่ช่วยเหลือในการสอนและให้คำปรึกษาในการดูแลเลี้ยง เชื้ออนาม็อก ขอขอบคุณน้องๆ ป.โท กลุ่มวิจัยอนาม็อกทุกคนที่ช่วยเหลือในการทำงานเป็นทีมเป็นอย่างดี และช่วยดูแลเลี้ยงเชื้ออนาม็อกให้อยู่รอดมาได้จนถึงทุกวันนี้

ขอขอบพระคุณเจ้าหน้าที่ห้องปฏิบัติการประจำศูนย์วิจัยและฝึกอบรมด้านสิ่งแวดล้อม (ERTC) เทคโนโลยี คลองห้า ที่ให้ความอนุเคราะห์ใช้สถานที่ ให้คำแนะนำและให้ความช่วยเหลือเกี่ยวกับเครื่องมือในการวิเคราะห์ตัวอย่าง

สุดท้ายนี้ขอกราบขอบพระคุณ คุณพ่อ คุณแม่ ญาติๆ ตลอดจนเพื่อนๆ ปริญญาตรี สิ่งแวดล้อมและเพื่อนๆ ปริญญาโท พี่ๆ และน้องๆ ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมที่คอยให้ความช่วยเหลือเกื้อหนุนในทุกๆ เรื่องมาโดยตลอด รวมถึงคอยให้การสนับสนุนและเป็นกำลังใจให้ ผู้วิจัยอย่างดีเยี่ยมจนสามารถผ่านอุปสรรคต่างๆ ไปได้ และขอขอบพระคุณผู้มีอุปการะคุณอีกหลายๆ ท่านที่ไม่ได้เอ่ยนามในที่นี้ที่ได้ให้ความช่วยเหลือในการทำงานส่วนต่างๆ จนงานแล้วเสร็จสมบูรณ์

นิธิรัตน์ สาสุข  
กุมภาพันธ์ 2555

## สารบัญ

## หน้า

สารบัญ	(1)
สารบัญตาราง	(2)
สารบัญภาพ	(3)
คำนำ	1
วัตถุประสงค์	3
การตรวจเอกสาร	4
อุปกรณ์และวิธีการ	24
อุปกรณ์	24
วิธีการ	27
ผลและวิจารณ์	32
สรุปและข้อเสนอแนะ	44
สรุป	44
ข้อเสนอแนะ	45
เอกสารและสิ่งอ้างอิง	46
ภาคผนวก	55
ภาคผนวก ก ข้อมูลการทดลองของระบบซีเควนซิงค์แบบซัทซ์ที่ใช้วัฏจักรของการ เดินระบบเท่ากับ 48 ชั่วโมง	56
ภาคผนวก ข ขั้นตอนการดำเนินการทดสอบพีเอชต่อไคนดิกส์ของเชื้อจุลินทรีย์ อนาม็อก	61
ภาคผนวก ค วิธีการคำนวณเปอร์เซ็นต์ในตรัสออกไซด์	64
ภาคผนวก ง วิธีการวิเคราะห์	70
ประวัติการศึกษาและการทำงาน	85

## สารบัญตาราง

ตารางที่		หน้า
1	ค่าพีเอช และ อุณหภูมิที่เหมาะสมสำหรับกระบวนการอนาโม็อกซ์	13
2	สารยับยั้งปฏิกิริยาอนาโม็อกซ์	14
3	สมบัติทางกายภาพของไนโตรสออกไซด์	16
4	% การเกิดไนโตรสออกไซด์จากกระบวนการบำบัดน้ำเสียต่างๆ	20
5	ส่วนประกอบของน้ำเสียสังเคราะห์	25
6	พารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์ และวิธีการวิเคราะห์	31
7	ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนที่พีเอชต่างๆ	38
8	ค่า Specific anammox activity (SAA)	39
<b>ตารางผนวกที่</b>		
ก1	ปริมาณแอมโมเนียม ไนไตรต์และไนเตรตของน้ำที่เข้าถึงปฏิกิริยาซีแวน ซิงค์แบทช์โดยใช้วัฏจักรการเดินระบบเท่ากับ 48 ชั่วโมง	57
ก2	ปริมาณแอมโมเนียม ไนไตรต์และไนเตรตของน้ำที่เข้าถึงปฏิกิริยาซีแวน ซิงค์แบทช์โดยใช้วัฏจักรการเดินระบบเท่ากับ 48 ชั่วโมง	58
ก3	ประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียมที่เวลา 48 ชั่วโมง	59
ก4	ประสิทธิภาพการกำจัดไนไตรต์ที่เวลา 48 ชั่วโมง	60
ข1	ปริมาณแอมโมเนียม ไนไตรต์ และไนเตรต ตามเวลาที่พีเอช 6.8	62
ข2	ปริมาณแอมโมเนียม ไนไตรต์ และไนเตรต ตามเวลาที่พีเอช 7.3	62
ข3	ปริมาณแอมโมเนียม ไนไตรต์ และไนเตรต ตามเวลาที่พีเอช 7.8	63
ข4	ปริมาณแอมโมเนียม ไนไตรต์ และไนเตรต ตามเวลาที่พีเอช 8.3	63
ค1	เปอร์เซ็นต์ไนโตรสออกไซด์ที่พีเอช 6.8	67
ค2	เปอร์เซ็นต์ไนโตรสออกไซด์ที่พีเอช 7.3	67
ค3	เปอร์เซ็นต์ไนโตรสออกไซด์ที่พีเอช 7.8	68
ค4	เปอร์เซ็นต์ไนโตรสออกไซด์ที่พีเอช 8.3	68

## สารบัญภาพ

ภาพที่	หน้า
1 กลไกการเกิดปฏิกิริยา Anaerobic Ammonium Oxidation	9
2 ภาพตัดขวางแสดงส่วนประกอบของอนาโม็อกซ์แบคทีเรีย	10
3 ผลของพีเอชต่ออัตราการใช้อะมิโนเนียมและไนไตรต์สูงสุดและอัตราการเกิดไนเตรต	12
4 ผลของอุณหภูมิต่อค่าอัตราความสามารถในการทำงานจำเพาะสูงสุดของจุลินทรีย์กลุ่มอนาโม็อกซ์ (Maximum Specific Anammox Activity; SAA)	13
5 กลไกการเกิดไนตรัสออกไซด์ในกระบวนการอนาโม็อกซ์	18
6 แผนผังแสดงอุปกรณ์และถังปฏิกิริยาที่ใช้ในการทดลอง	24
7 แผนผังการเดินระบบถังปฏิกิริยา ASBR ใช้ 1 รอบวัฏจักรเท่ากับ 48 ชั่วโมง	27
8 เชื้อจุลินทรีย์อนาโม็อกซ์	29
9 วิธีการเก็บตัวอย่างแก๊ส	29
10 Gas Chromatograph Mass Spectroscopy (GC-MS) ยี่ห้อ Agilent Technologies รุ่น 7890A Gas Chromatograph กับ 5975C Mass Spectrometer	30
11 การเดินระบบในถังปฏิกรณ์เอเอสบีอาร์	33
12 ประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียมและไนไตรท์ในถังปฏิกรณ์เอเอสบีอาร์	33
13 พีเอชของน้ำเข้าและออกจากระบบ	34
14 ความเข้มข้นของแอมโมเนียม ไนไตรต์และไนเตรต ที่พีเอช 6.8 ความเข้มข้นของเอ็มแอลวีเอสเอสเท่ากับ 1,770 มิลลิกรัมต่อลิตร	35
15 ความเข้มข้นของแอมโมเนียม ไนไตรต์และไนเตรต ที่พีเอช 7.3 ความเข้มข้นของเอ็มแอลวีเอสเอสเท่ากับ 1,750 มิลลิกรัมต่อลิตร	36
16 ความเข้มข้นของแอมโมเนียม ไนไตรต์และไนเตรต ที่พีเอช 7.8 ความเข้มข้นของเอ็มแอลวีเอสเอสเท่ากับ 1,720 มิลลิกรัมต่อลิตร	36
17 ความเข้มข้นของแอมโมเนียม ไนไตรต์และไนเตรต ที่พีเอช 8.3 ความเข้มข้นของเอ็มแอลวีเอสเอสเท่ากับ 1,650 มิลลิกรัมต่อลิตร	37
18 เปรียบเทียบอัตราการเกิดไนเตรตในน้ำออกจากการทดลองกับไนเตรตที่เกิดจากการคำนวณของกระบวนการอนาโม็อกซ์	40

## สารบัญญภาพ (ต่อ)

ภาพที่		หน้า
19	เปอร์เซ็นต์ไนโตรเจนออกไซด์ต่อความเข้มข้นของไนโตรเจนทั้งหมดที่เกิดขึ้นในกระบวนการรอนามือของแต่ละพีเอช	41



## ผลของพีเอชต่อการเกิดก๊าซไนโตรัสออกไซด์ด้วยกระบวนการออกซิเดชันแอมโมเนียม ในสภาพไร้อากาศ (อนาโม็อก)

### Effect of pH on Nitrous Oxide Emission of Anaerobic Ammonium Oxidation (ANAMMOX) Process

#### คำนำ

ปัจจุบันประเทศไทยได้มีการขยายตัวทางเศรษฐกิจและสังคม ส่งผลให้เกิดการพัฒนาทั้งภาคเกษตรกรรม อุตสาหกรรม และชุมชน ด้วยเหตุนี้ทำให้เกิดปัญหาตามมา โดยเฉพาะอย่างยิ่งปัญหาน้ำเสีย แต่ในกระบวนการบำบัดน้ำเสียส่วนมากมุ่งเน้นในการบำบัดเฉพาะบีโอดีไม่สนใจการบำบัดธาตุอาหารประเภทไนโตรเจนมากเท่าใดนัก เนื่องจากไนโตรเจนถือว่าเป็นสารมลพิษ (Pollutant) หากการบำบัดมิได้คำนึงถึงปริมาณไนโตรเจนที่ปล่อยทิ้งลงสู่แหล่งน้ำ ผลที่เกิดขึ้นอาจส่งผลกระทบต่อสภาพแหล่งรับน้ำและสิ่งมีชีวิตในน้ำ ไนโตรเจนสามารถลงสู่แหล่งน้ำได้ในหลายรูปแบบ ได้แก่ สารอินทรีย์ แอมโมเนียม ไนไตรต์ ไนเตรต เมื่อไนโตรเจนลงสู่แหล่งน้ำในรูปสารอินทรีย์ หรือแอมโมเนียม ทำให้เกิดความต้องการออกซิเจนสูง และทำปฏิกิริยากับคลอรีน ทำให้ต้องใช้คลอรีนในการฆ่าเชื้อโรคมมาก อีกทั้งยังเป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิตในน้ำ โดยไนโตรเจนในรูปของไนเตรตมีผลเสียต่อสุขภาพโดยตรง คือ ทำให้เกิดโรคตัวเขียวในเด็กได้ (Blue baby) และไนเตรตยังเป็นสารกระตุ้นให้มีการเจริญเติบโตของพืชน้ำอย่างรวดเร็ว เกิดปรากฏการณ์ที่เรียกว่า Algae bloom หรือยูโทรฟิเคชัน (Eutrophication) ทำให้ส่งผลเสีย คือ พืชน้ำมีความหนาแน่นในบริเวณผิวน้ำบดบังแสงแดดและลดการเติมออกซิเจนจากอากาศส่งผลให้สิ่งมีชีวิตที่ต้องใช้อากาศในเวลากลางคืนไม่เพียงพอกับการดำรงชีพอยู่ได้ เป็นสาเหตุอย่างหนึ่งของการเน่าเสียของแหล่งน้ำ

กระบวนการบำบัดไนโตรเจนที่ใช้กันทั่วไป คือ กระบวนการฟิสิกส์-เคมี เช่น การเติมคลอรีนเบรกพอยท์ การแลกเปลี่ยนประจุ การเป่าอากาศ และการตกตะกอนทางเคมีด้วยแมกนีเซียม-แอมโมเนีย-ฟอสเฟต เป็นวิธีการที่เป็นไปได้แต่ยังคงมีค่าใช้จ่ายสูงอยู่เมื่อเทียบกับระบบไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน ซึ่งเป็นกระบวนการทางชีววิทยาที่มีค่าใช้จ่ายต่ำกว่า ในช่วงศตวรรษที่ 19 ได้มีการค้นพบกระบวนการบำบัดทางชีวภาพ โดยการเปลี่ยนแอมโมเนียมไปอยู่ใน

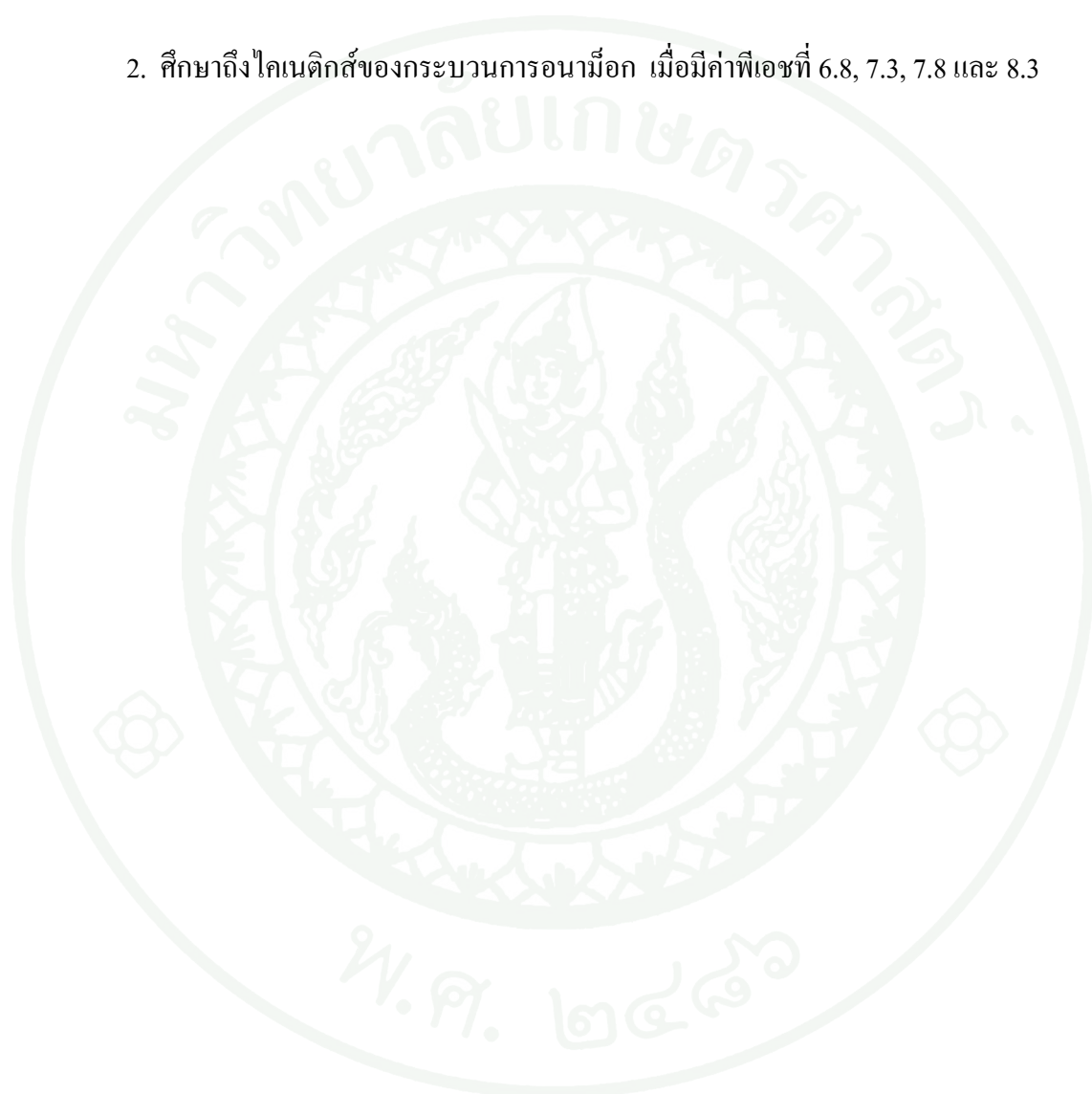
รูปก๊าซไนโตรเจนภายใต้สภาวะขาดแคลนออกซิเจน โดยไนโตรเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอน (Mulder *et al.*, 1995) และเพราะแอมโมเนียมถูกออกซิไดซ์ภายใต้สภาวะที่ขาดแคลนออกซิเจน กระบวนการบำบัดทางชีวภาพแบบใหม่นี้จึงถูกเรียกว่า Anaerobic Ammonium Oxidation (ANAMMOX) Process หรือกระบวนการอนาโม๊ก สามารถนำมาใช้ประโยชน์ในการบำบัดน้ำเสียโรงงานอุตสาหกรรมต่างๆ ที่ปล่อยของเสียที่มีแอมโมเนียเป็นส่วนประกอบหลักเป็นจำนวนมาก แต่มีปริมาณคาร์บอนต่ำๆ ซึ่งปกติอาศัยแบคทีเรียตามวัฏจักรไนโตรเจน คือ กระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันในการบำบัด โดยกระบวนการนี้ต้องใช้ใช้ออกซิเจนจำนวนมาก และต้องมีการเพิ่มแหล่งคาร์บอนซึ่งอาจจะใช้เมธานอลเป็นแหล่งคาร์บอนทำให้กระบวนการทั้งหมดมีค่าใช้จ่ายที่สูง ด้วยเหตุผลดังกล่าวกระบวนการอนาโม๊กจึงมีข้อดี คือ แบคทีเรียใช้แอมโมเนียเป็นแหล่งพลังงาน ไม่ต้องการออกซิเจนทำให้ลดการเติมอากาศลง และไม่ต้องการสารอินทรีย์คาร์บอน ทำให้สามารถประหยัดต้นทุนลงได้

การแก้ไขปัญหามลพิษทางน้ำสามารถก่อให้เกิดผลกระทบต่อสภาพแวดล้อมในชั้นบรรยากาศ โดยมีการปลดปล่อยก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ (Carbondioxide, CO<sub>2</sub>) ก๊าซไนตรัสออกไซด์ (Nitrous Oxide, N<sub>2</sub>O) จากกระบวนการบำบัดน้ำเสียต่างๆ ซึ่งถือเป็นก๊าซมลพิษที่สำคัญ ในส่วนของก๊าซเรือนกระจก (Greenhouse Gas, GHG) ถึงแม้ว่าปริมาณการปลดปล่อยก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์จะมีในปริมาณที่มากกว่าก๊าซไนตรัสออกไซด์ แต่ก๊าซไนตรัสออกไซด์มีอายุในบรรยากาศยาวนานมากกว่า 100 ปีต่อหน่วยน้ำหนัก และมีผลกระทบต่อภาวะโลกร้อนเทียบต่อมวลคาร์บอนไดออกไซด์มากกว่า 310 เท่า (IPCC, 2001) นอกจากนี้ทั่วโลกยังมีอัตราการปลดปล่อยก๊าซไนตรัสออกไซด์เพิ่มขึ้นถึง 0.31 % ต่อปี (Czepiel *et al.*, 1996) ทำให้มีความต้องการเพิ่มมากขึ้นที่ลดและควบคุมปัจจัยที่มีผลต่อปริมาณการปลดปล่อยก๊าซเรือนกระจกจากกระบวนการบำบัดน้ำเสีย ซึ่งมีข้อมูลงานวิจัยมากมายที่ศึกษาถึงการปลดปล่อยไนตรัสออกไซด์จากกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน แต่ในกระบวนการอนาโม๊กยังมีผู้ศึกษาวิจัยในจำนวนน้อยจึงเป็นที่น่าสนใจศึกษาว่ากระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบอนาโม๊กคงมีบางสภาวะหรือบางปัจจัยอาจทำให้กระบวนการอนาโม๊กเกิดขึ้นไม่สมบูรณ์ ส่งผลให้เกิดก๊าซไนตรัสออกไซด์ขึ้น

งานวิจัยนี้จึงมีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาถึงผลของพีเอชที่แตกต่างกันต่อปริมาณการเกิดก๊าซไนตรัสออกไซด์ของแบคทีเรียกลุ่มอนาโม๊ก โดยระบบเอเอสบีอาร์

## วัตถุประสงค์

1. ศึกษาถึงปริมาณการเกิดก๊าซไนตรัสออกไซด์ของแบคทีเรียกลุ่มน้ามือก เมื่อมีค่าพีเอชที่ 6.8, 7.3, 7.8 และ 8.3
2. ศึกษาถึงไคนेटิกส์ของกระบวนการน้ามือก เมื่อมีค่าพีเอชที่ 6.8, 7.3, 7.8 และ 8.3



## การตรวจเอกสาร

### 1. ก๊าซเรือนกระจก (Greenhouse Gases-GHGs)

เป็นที่ทราบโดยทั่วไปแล้วว่าในบรรยากาศโลกเราประกอบด้วยก๊าซในโตรเจนเป็นส่วนใหญ่ ประมาณร้อยละ 75 รองลงมาคือ ออกซิเจนประมาณร้อยละ 20 แต่ผลกระทบของก๊าซทั้งสองชนิดนี้มีน้อยมาก เมื่อเทียบกับปริมาณสัดส่วนที่มีอยู่ในบรรยากาศแล้ว ซึ่งยังมีก๊าซเรือนกระจกที่สำคัญและดักความร้อนหรือดูดซับความร้อนในชั้นบรรยากาศทำให้โลกร้อนขึ้นเรื่อยๆ ได้โดย ก๊าซดังกล่าวได้แก่ คาร์บอนไดออกไซด์ (CO<sub>2</sub>) มีเทน (CH<sub>4</sub>) ไนตรัสออกไซด์ (N<sub>2</sub>O) คลอโรฟลูออโรคาร์บอน (CFCs) และโอโซน (O<sub>3</sub>)

#### 1.1 คาร์บอนไดออกไซด์ (Carbondioxide – CO<sub>2</sub>)

ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์เป็นก๊าซเรือนกระจกที่สำคัญมากที่สุดที่เกิดจากมนุษย์ ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์มีความเข้มข้นต่อความหนาแน่นต่ำมาก คือแค่เพียงร้อยละ 0.03 แต่ก๊าซนี้กลับมีบทบาทสำคัญในระบบชีวภาพ โดยเมื่อพืชหรือสัตว์ตายและเน่าเปื่อยคาร์บอนที่สะสมในพืชและสัตว์จะถูกปลดปล่อยออกมาในรูปของคาร์บอนไดออกไซด์ ในทำนองเดียวกันการเผาไหม้หรือการเผาเชื้อเพลิงฟอสซิลต่างๆ จะปล่อยคาร์บอนไดออกไซด์ออกสู่บรรยากาศเพิ่มขึ้น ดินตามธรรมชาติมีคาร์บอนไดออกไซด์มากถึงร้อยละ 50 ของน้ำหนักแห้งในรูปต่างๆ รวมทั้งสารอินทรีย์ที่กำลังเน่าเปื่อยผุพังและสลายตัว ดังนั้นเมื่อมีการไถพลิกหน้าดินคาร์บอนจำนวนหนึ่งถูกปล่อยออกสู่บรรยากาศในรูปของก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์

นักวิทยาศาสตร์ได้ทำการศึกษาวิจัยและมีการตรวจวัดก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์อย่างต่อเนื่อง โดยเจ้าหน้าที่จากศูนย์ Mauna Loa Observatory ซึ่งตั้งอยู่บนเขามานาโลอาจากสถิติที่รวบรวมแสดงให้เห็นถึงการเปลี่ยนแปลงคาร์บอนไดออกไซด์ ในช่วง 33 ปีที่ผ่านมาทุกปีในช่วงฤดูใบไม้ผลิของประเทศในเขตหนาวและเขตอบอุ่น ความเข้มข้นของคาร์บอนไดออกไซด์ลดลงเพราะก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ถูกดูดซับโดยพืชที่กำลังเจริญเติบโต แต่เมื่อถึงฤดูใบไม้ร่วงและหนาว เมื่อใบไม้ผุพังและสลายตัวทำให้ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์เพิ่มปริมาณความเข้มข้นขึ้นอย่างรวดเร็วจนถึงฤดูร้อนที่ผ่านมา ความเข้มข้นของก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นอย่างชัดเจน กล่าวคือเพิ่มจากความเข้มข้นเฉลี่ย 315 ส่วนในล้านส่วน (พีพีเอ็ม) ในปี ค.ศ.1957 เป็น 350

พีพีเอ็ม ในปีค.ศ. 1988 โดยอัตราเพิ่มเฉลี่ยร้อยละ 0.3 ต่อปี นอกจากนี้ตั้งแต่ช่วงเริ่มต้นของการปฏิวัติอุตสาหกรรมในปี ค.ศ. 1750 แสดงให้เห็นถึงระดับความเข้มข้นของก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ในปัจจุบัน

### 1.2 มีเทน (Methane- $\text{CH}_4$ )

ก๊าซมีเทนเป็นก๊าซเรือนกระจกที่เกิดขึ้นในธรรมชาติอีกก๊าซหนึ่ง โดยเกิดขึ้นในกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ของแบคทีเรียบางชนิดในที่ปราศจากอากาศ เช่น ในหนองน้ำ ดังนั้นจึงเรียกอีกชื่อว่า marsh gas ก๊าซมีเทนมีคุณสมบัติคือ เผาไหม้ได้ง่าย และปล่อยก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ออกมาเมื่อเผาไหม้ นอกจากนี้ แมลงปลวกอาจผลิตก๊าซมีเทนในกิจกรรมบางอย่างของมัน หรือแม้แต่วัวและสัตว์กินพืชอื่นๆ เราพบก๊าซมีเทนในกระเพาะของสัตว์เหล่านี้ ก๊าซมีเทนถูกปล่อยออกมาเมื่อสัตว์เหล่านี้เรอ

ในช่วงศตวรรษปัจจุบัน ก๊าซมีเทนเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็ว เพราะมีการรั่วซึมของก๊าซมีเทนจากหลุมเจาะก๊าซธรรมชาติใต้ดิน จากระบบท่อส่งก๊าซธรรมชาติ จากบ่อน้ำมัน และจากเหมืองถ่านหิน ปัจจุบันความเข้มข้นของก๊าซมีเทนในชั้นบรรยากาศอยู่ในระดับราว 1.7 พีพีเอ็ม ซึ่งเป็นปริมาณที่สูงกว่าระดับเมื่อ 300 ปีก่อนถึง 2.5 เท่า ในทศวรรษที่ผ่านมาก๊าซมีเทนในชั้นบรรยากาศเพิ่มขึ้นในอัตราเกือบร้อยละ 1 ต่อปี ถึงแม้ว่าก๊าซมีเทนจะสลายตัวได้ง่าย แต่ก็มีความคงทนพอสมควร คือ มีอายุเฉลี่ยนานถึง 10 ปี (ธนพงศ์, 2541)

### 1.3 ไนตรัสออกไซด์ (Nitrous Oxide – $\text{N}_2\text{O}$ )

ก๊าซไนตรัสออกไซด์ก็เหมือนกับก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นเองจากธรรมชาติและจากการกระทำของมนุษย์ที่ผลิตสารชนิดนี้ออกมา ก๊าซไนตรัสออกไซด์ถูกใช้เป็นยาสลบอย่างอ่อน หรือใช้ระงับความเจ็บ คุณสมบัติพิเศษบางประการหนึ่งของไนตรัสออกไซด์คือทำให้คนหัวเราะ บางครั้งจึงเรียกว่า “ก๊าซหัวเราะ” โดยก๊าซไนตรัสออกไซด์เริ่มเข้มข้นมากขึ้นแม้จะเป็นไปอย่างช้าๆ ประมาณร้อยละ 0.2 ถึง 0.3 ต่อปี ซึ่งความเข้มข้นในปัจจุบันมีประมาณ 0.3 พีพีเอ็มวี หรือเท่ากับ 1.5 ล้านตัน ก๊าซไนตรัสออกไซด์สลายตัวจากชั้นบรรยากาศช้ากว่าก๊าซมีเทนมาก มีช่วงชีวิตในชั้นบรรยากาศนานถึง 170 ปี ก๊าซชนิดนี้เกิดจากกิจกรรมของจุลินทรีย์ในดินโดยอัตราการแพร่กระจายก๊าซนี้จะเร็วขึ้น เนื่องจากการเกษตรที่ใช้ปุ๋ยเคมีที่มีส่วนประกอบของไนโตรเจน

ก๊าซไนตรัสออกไซด์ที่แพร่กระจายออกมามีประมาณ 12-15 ล้านตันต่อปี ซึ่งคิดเป็นร้อยละ 10 จากปฏิกิริยาเคมี ส่วนไนตรัสออกไซด์ที่เหลือนั้นเกิดจากการกระทำของจุลินทรีย์ในธรรมชาติ จากกระบวนการบำบัดน้ำเสีย การขยายตัวทางการเกษตร การเผาป่า ชากพืชและสัตว์จากการเกษตร และเชื้อเพลิงดีเซลคาร์บอร์

การคาดคะเนถึงก๊าซไนตรัสออกไซด์ในอนาคตนั้นเป็นเรื่องยาก เนื่องจากมีปัจจัยหลายประการมาเกี่ยวข้องปัจจัยหนึ่งคือ อัตราการแพร่กระจายก๊าซไนตรัสออกไซด์เพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วตลอดทศวรรษที่ผ่านมา อนึ่งเนื่องจากก๊าซไนตรัสออกไซด์จะตกค้างอยู่ในชั้นบรรยากาศเป็นเวลายาวนานโดยอยู่ในสถานะคงตัว ซึ่งระดับก๊าซไนตรัสออกไซด์นี้จะไม่มีการเพิ่มขึ้นอีก 200 ปี หากหยุดการแพร่กระจายก๊าซไนตรัสออกไซด์ในขณะนี้ทันทีจะสอดคล้องกับความเป็นจริงที่ว่าระดับก๊าซไนตรัสออกไซด์ใน ค.ศ. 2030 จะมีประมาณ 0.375 พีพีเอ็มวี ซึ่งเพิ่มขึ้นมากกว่าที่เคยเกิดในยุคก่อนอุตสาหกรรมถึงร้อยละ 34 (ประหยัด, 2544)

#### 1.4 คลอโรฟลูออโรคาร์บอน (Chlorofluorocarbons – CFCs)

คลอโรฟลูออโรคาร์บอนเป็นก๊าซหนึ่งในหลายชนิดที่ผลิตขึ้นในกระบวนการอุตสาหกรรม ก๊าซนี้เริ่มนำออกใช้ครั้งแรกในคริสต์ทศวรรษ 1930 ในประเทศสหรัฐอเมริกา โดยบริษัทเจเนอรัลมอเตอร์ เนื่องจากมีคุณสมบัติเด่นหลายประการ เช่น ไม่เป็นอันตรายต่อมนุษย์ ไม่ลุกไหม้ มีเสถียรภาพ ทำให้มีการนำคลอโรฟลูออโรคาร์บอนไปใช้ในอุตสาหกรรมต่างๆ มากมาย โดยเฉพาะในช่วงหลังสงครามโลกครั้งที่ 2 บริษัทผู้ผลิตนำคลอโรฟลูออโรคาร์บอนไปใช้อย่างแพร่หลายภายใต้ชื่อการค้าว่า ฟรีออน (Freon) ซึ่งเป็นก๊าซในกลุ่มฮาโลคาร์บอน ก๊าซ CFCs ที่นิยมใช้กันมีอยู่สองประเภท คือ CFC-11 และ CFC-12 ก๊าซ CFCs-11 ใช้มากในการผลิตโฟม พลาสติกและในกระป๋องสเปรย์ต่างๆ ส่วน CFC-12 นั้นใช้ในเครื่องปรับอากาศและตู้เย็น รวมทั้งในการผลิตโฟมและในกระป๋องสเปรย์ นอกจากนี้ยังมีการใช้คลอโรฟลูออโรคาร์บอนเป็นตัวทำละลายในการทำความสะอาดแผงวงจรคอมพิวเตอร์ในโรงงานอุตสาหกรรมอีกด้วย

คลอโรฟลูออโรคาร์บอนมีคุณสมบัติที่เสถียรภาพสูง ทำให้คลอโรฟลูออโรคาร์บอนมีช่วงชีวิตที่นานกว่าก๊าซอื่นๆ มาก เช่น CFC-11 มีช่วงชีวิตในธรรมชาตินานถึง 65 ปี และ CFC-12 มีอายุยาวนานถึง 130 ปี ดังนั้น แม้ว่าความเข้มข้นของคลอโรฟลูออโรคาร์บอนในบรรยากาศจะน้อย (CFC-11 มีปริมาณ 0.3 พีพีบี และ CFC-12 ต่ำกว่า 0.05 พีพีบี เล็กน้อย) แต่ก๊าซทั้งสองมีบทบาท

สำคัญในการทำให้เกิดผลกระทบเรือนกระจก ปริมาณคลอโรฟลูโอโรคาร์บอนในชั้นบรรยากาศมีอัตราการเพิ่มราวร้อยละ 4 ต่อปี

### 1.5 โอโซน (Ozone – O<sub>3</sub>)

โอโซนเป็นก๊าซที่เกิดจากก๊าซออกซิเจนในกระบวนการทางธรรมชาติ โอโซนหนึ่งโมเลกุลประกอบด้วยอะตอมออกซิเจน 3 อะตอมในขณะที่ก๊าซออกซิเจนมีอะตอมออกซิเจนเพียง 2 อะตอม โอโซนที่เกิดขึ้นตามธรรมชาตินี้ส่วนใหญ่พบในชั้นบรรยากาศสตราโตสเฟียร์ซึ่งเป็นชั้นบรรยากาศที่อยู่ห่างจากผิวโลกราว 10-50 กิโลเมตร ก๊าซโอโซนในชั้นสตราโตสเฟียร์นี้เกิดขึ้นจากปฏิกิริยาของรังสีอัลตราไวโอเล็ตจากดวงอาทิตย์กับก๊าซออกซิเจน ในกระบวนการธรรมชาติมีสมดุลระหว่างก๊าซที่เกิดใหม่และก๊าซโอโซนที่สลายตัว ดังนั้น ปริมาณโอโซนในบรรยากาศสตราโตสเฟียร์จึงค่อนข้างคงที่ โอโซนในชั้นสตราโตสเฟียร์จะดูดซับรังสีอัลตราไวโอเล็ต เราจึงมักเรียกโอโซนเหล่านี้ว่าชั้นโอโซน ชั้นโอโซนนี้มีความสำคัญต่อสิ่งมีชีวิตบนโลกมากเพราะรังสีอัลตราไวโอเล็ตนี้เป็นอันตรายต่อสัตว์และพืช อีกทั้งก่อให้เกิดโรคมะเร็งผิวหนังในมนุษย์

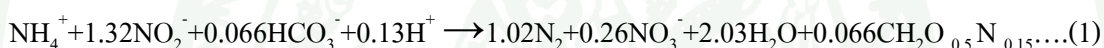
แต่เมื่อก๊าซโอโซนอยู่ในบรรยากาศชั้นที่ต่ำกว่า ก๊าซนี้กลับมีโทษมากกว่าประโยชน์ ก๊าซโอโซนในชั้นบรรยากาศต่ำเป็นผลพวงหนึ่งของปฏิกิริยาระหว่างแสงอาทิตย์และควันเสียจากเครื่องยนต์ ในช่วงเวลาที่มีปริมาณก๊าซนี้มากจนเป็นหมอกจืด โอโซนจะเป็นพิษต่อพืชและสัตว์ มีการผลิตโอโซนเพื่อใช้ในอุตสาหกรรมบางประเภท อาทิ การฟอกสีและการทำความสะอาดอุปกรณ์ต่างๆ โอโซนเป็นก๊าซเรือนกระจกที่มีประสิทธิภาพสูง แต่ก๊าซนี้ค่อนข้างไม่เสถียรจึงมีช่วงอายุที่สั้นกว่า คือเพียงแค่ 2-3 สัปดาห์ แต่อย่างไรก็ตามก๊าซโอโซนมีแนวโน้มว่ามีผลกระทบต่อภาวะเรือนกระจกมากขึ้นเรื่อยๆ อย่างแน่นอน

นอกจากที่กล่าวมานี้ยังมีไอน้ำซึ่งมีบทบาทที่สำคัญที่สุดในการก่อให้เกิดผลกระทบเรือนกระจก แต่อย่างไรก็ตามปริมาณของไอน้ำในอากาศเป็นเรื่องที่อยู่นอกเหนือความควบคุมของมนุษย์ ปัจจัยที่มีผลต่อปริมาณไอน้ำในอากาศ คือ อุณหภูมิของโลกนั่นเอง กล่าวคือถ้าอุณหภูมิโลกสูงขึ้น ปริมาณไอน้ำย่อมสูงขึ้นเป็นเงาตามตัว ดังนั้นไอน้ำจะเป็นปัจจัยสำคัญในการกำหนดผลกระทบท้ายสุดของการเพิ่มปริมาณก๊าซเรือนกระจกที่มนุษย์ก่อขึ้น (ชนพงศ์, 2541)

## 2. กระบวนการอนาโม็อก (Anaerobic Ammonium Oxidation : ANAMMOX)

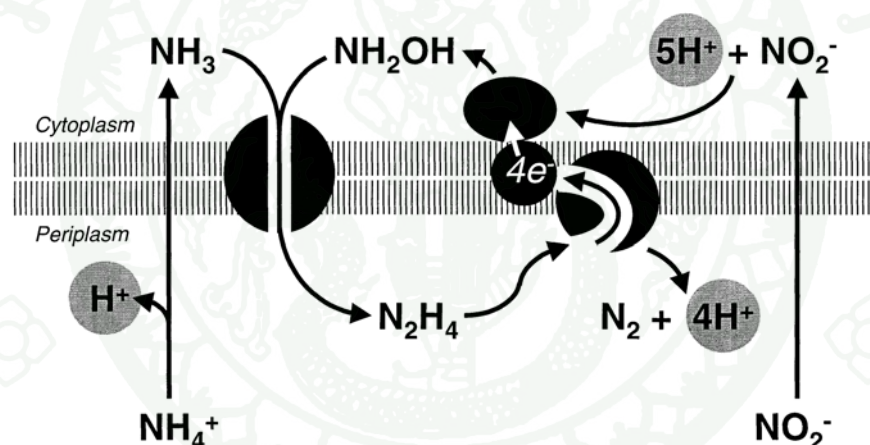
### 2.1 ชีวเคมีของกระบวนการอนาโม็อก (Biochemistry of ANAMMOX)

กระบวนการ Anaerobic Ammonium Oxidation หรือ ANAMMOX เป็นกระบวนการทางชีวภาพที่เปลี่ยนแอมโมเนียมและไนโตรเจนให้เป็นก๊าซไนโตรเจนได้โดยตรงภายใต้สภาวะที่ไม่มีออกซิเจน โดยจะใช้ไนโตรเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนแทนออกซิเจน และคาร์บอนไดออกไซด์เป็นแหล่งคาร์บอนหลัก กระบวนการนี้เป็นแบบออโตโทรฟิกจึงไม่ต้องการเมทานอลหรือแหล่งคาร์บอนอื่น จึงเหมาะกับน้ำเสียที่มีค่าแอมโมเนียมสูง และมีค่าซีโอดีต่ำ อย่างเช่น น้ำออกจากถังหมักตะกอน (Mulder *et al.*, 1995; van de Graaf *et al.*, 1995; Strous *et al.*, 1999; Jetten *et al.*, 2001; van Dongen *et al.*, 2001) โดยสมการออกซิเดชันแบบไร้ออกซิเจนของปฏิกิริยาอนาโม็อก (Strous *et al.*, 1998) ดังสมการที่ 1



จากสมการที่ 1 ซึ่งเป็นสมการมวลสารสัมพันธ์ของกระบวนการอนาโม็อก พบว่าการเปลี่ยนแอมโมเนียม 1 โมลให้เป็นไนโตรเจนก๊าซ 1 โมล จะใช้ไนโตรเจน 1.32 โมล ไนโตรเจนจึงเป็นสารที่ถูกจำกัดของกระบวนการนี้ สำหรับก๊าซไนโตรเจนเป็นผลผลิตหลักของปฏิกิริยา และมีเพียง 10 % ของแอมโมเนียมและไนโตรเจนที่ถูกเปลี่ยนไปเป็นไนเตรต สามารถคำนวณหาปริมาณไนเตรตที่เกิดขึ้นในสมการได้จากปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดที่ถูกใช้ไป (ปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดที่มีในระบบลบด้วยปริมาณไนโตรเจนที่เหลือ) คูณด้วย 0.105 (Wantawin *et al.*, 2008) ส่วนปริมาณมวลจุลินทรีย์ (Biomass) เกิดขึ้นมีเพียงเล็กน้อยเท่านั้น แสดงให้เห็นว่าจุลินทรีย์อนาโม็อกมีอัตราการเจริญเติบโตได้ช้า โดยการเจริญเติบโตของแบคทีเรียในกระบวนการอนาโม็อกใช้เวลา 11 วัน ในการเจริญเติบโตเป็น 2 เท่า (Strous *et al.*, 1998) ข้อดีคือ ไม่จำเป็นต้องจัดการกับตะกอนที่เกิดขึ้นมาเพราะมีปริมาณที่น้อย ข้อเสียของระบบนี้คือ ตะกอนที่น้อยอาจไม่เพียงพอกับความต้องการอัตราการเจริญเติบโตที่ต่ำและความยากในการเพาะเลี้ยงเชื้อเป็นอุปสรรคอย่างมากในการวิจัยเกี่ยวกับ อนาโม็อก อัตราการเจริญเติบโตที่ต่ำจึงเป็นผลทำให้การนำแอมโมเนียมไปใช้จึงต่ำไปด้วย (Strous *et al.*, 1998) ได้สรุปว่าถึงปฏิกิริยาแบบเอสบีอาร์ (SBR; Sequencing Batch Reactor) เป็นระบบที่เหมาะสมที่จะนำมาใช้ในการเพิ่มปริมาณและเพาะเลี้ยงจุลินทรีย์กลุ่มอนาโม็อก

การเปลี่ยนแปลงไนโตรเจนที่เกิดขึ้นในกระบวนการอนาโม็อก มีความสัมพันธ์เกี่ยวข้องกับสารผลิตภัณฑ์ระหว่างกลาง 2 ชนิด ได้แก่ ไฮดราซีน และไฮดรอกซีลามีน โดยไฮดราซีนจะเป็นสารที่พบได้ในเฉพาะกระบวนการอนาโม็อกเท่านั้น จะไม่พบในกระบวนการทางชีววิทยาอื่นๆ ผลผลิตของไฮดราซีนที่เกิดจากไฮดรอกซีลามีนในระบบ จึงใช้เป็นวิธีการหาปริมาณมวลจุลินทรีย์ของอนาโม็อก (Schalk *et al.*, 1998; Jetten *et al.*, 2001) เมื่อมีไฮดรอกซีลามีนอยู่ในระบบ เอนไซม์ที่มีชื่อว่า Hydrazinase จะเปลี่ยน ไฮดรอกซีลามีนให้เป็นไฮดราซีน โดยไฮดราซีนก็จะถูกออกซิไดซ์ไปเป็นก๊าซไนโตรเจน โดยเอนไซม์ที่มีชื่อว่า Hydroxylamine Oxidoreductase (HAO) ซึ่งจะมีอนุภาคประจุบวก 4 อนุภาค และอนุภาคประจุลบ 4 อนุภาค ถูกปล่อยออกไปเมื่อมีไนไตรต์เกิดขึ้นในระบบอนุภาคประจุลบ 4 อนุภาคและไนไตรต์ ถูกเปลี่ยนกลับไปเป็นไฮดรอกซีลามีน โดยเอนไซม์ที่มีชื่อว่า Nitrite Reductase (Stova, 2001) กลไกการเกิดปฏิกิริยาอนาโม็อกดังภาพที่ 1



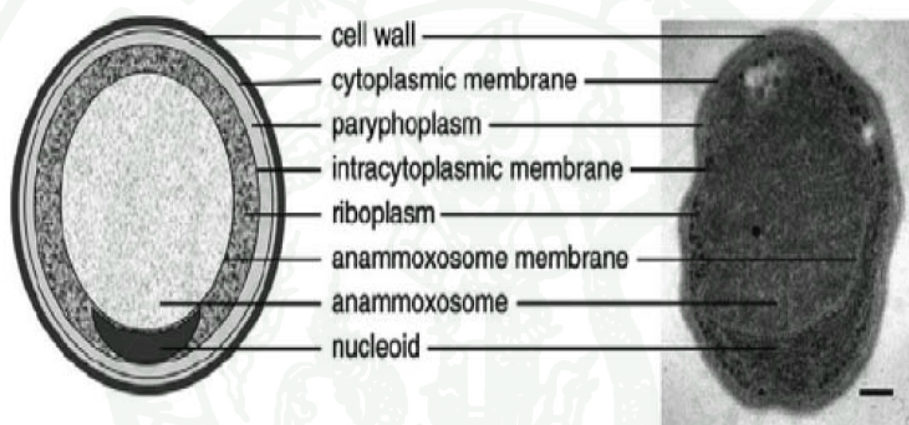
ภาพที่ 1 กลไกการเกิดปฏิกิริยา Anaerobic Ammonium Oxidation

ที่มา: Jetten *et al.* (1999)

## 2.2 ลักษณะของเชื้อจุลินทรีย์อนาโม็อก

Fujii *et al.* (2002) ได้ทำการศึกษาเพาะเลี้ยงเชื้อเพื่อกำจัดแอมโมเนียมและไนไตรต์ภายใต้สภาวะแอนแอโรบิก เชื้อแบบออโตโทรฟิกยึดเกาะกับเส้นใยโพลีเอสเตอร์ พบว่าลักษณะของเชื้อแบคทีเรียอนาโม็อกเป็นตะกอนสีน้ำตาลแดง รูปร่างกลม (Cocoid bacteria) มีขนาดเล็กมาก

โดยมีเส้นผ่านศูนย์กลางน้อยกว่า 1 ไมครอน ปฏิกริยาอนาโมกเกิดขึ้นในอนาโมกโซโซม (Anammoxosome) ซึ่งเป็นอแกเนลล์พิเศษถูกล้อมรอบด้วยเยื่อเมมเบรนสองชั้น (Bilayer membrane) ที่ประกอบด้วยวงแหวนไซโคบิวเทน (Cyclobutane) เชื่อมต่อกันมีลักษณะเป็นชั้นบันไดที่หนาแน่นและแข็งแรง ซึ่งของเหลวไม่สามารถซึมผ่านออกมาได้ด้วยกระบวนการแพร่แบบพาสซีฟ (Passive) ถึงแม้สารไฮดราซีนจะมีความเป็นพิษต่อเซลล์ก็ตาม แต่เซลล์เมมเบรน (Cell membrane) ของอนาโมกสามารถที่จะเก็บไฮดราซีนไว้ได้อานาโมกโซโซมเมมเบรนที่แข็งแรงจะป้องกันเซลล์จากการผลิต toxic intermediate ระหว่างปฏิกริยาอนาโมกจนทำให้ไฮดราซีนผ่านออกมาไม่ได้ด้วยโครงสร้างที่มีความหนาที่บ ซึ่งมีความต้านทานต่อการแพร่สูง ดังภาพที่ 3



ภาพที่ 2 ภาพตัดขวางแสดงส่วนประกอบของอนาโมกซ์แบคทีเรีย

ที่มา: van Niftrik *et. al.* (2004)

### 2.3 ชนิดของจุลินทรีย์อนาโมก

กลุ่มของแบคทีเรียที่สำคัญของกระบวนการอนาโมก คือ Planctomycetes (Strous *et al.*, 1999) โดยแบคทีเรียชนิดนี้ถูกค้นพบเป็นพวกแรก ชื่อ *Candidatus "Brocadia anammoxidans"* (Mulder *et al.*, 1995) จากการสำรวจในโรงบำบัดน้ำเสียต่างๆ ยังปรากฏกลุ่มอนาโมกแบคทีเรียที่แตกต่างกันออกไป จากการทดลองสามารถแบ่งออกได้อีก 3 สายพันธุ์ ดังนี้ *Candidatus "Kuenenia stuttgartiensis"* (Schmid *et al.*, 2000), *Candidatus "Scalindua brodae"*, *Candidatus "Scalindua wagneri"* (Schmid *et al.*, 2003) และสุดท้าย *Candidatus "Scalindua*

*sorokinii*" (Kuyper *et al.*, 2003) ที่ถูกค้นพบในบริเวณไม่มีออกซิเจนในทะเลดำ (Black sea) การตรวจพบในแหล่งที่แตกต่างกันนี้ พบว่า *Scalindua* พบได้แพร่หลายมากกว่ากลุ่มอนาม็อกในสกุลอื่น ๆ อนาม็อกแบคทีเรียเหล่านี้เป็นตัวการสำคัญที่ทำให้เกิดวัฏจักรไนโตรเจนในทะเลถึงร้อยละ 50 (Kartal *et al.*, 2004)

อนาม็อกสามารถนำมาใช้ประโยชน์ในการบำบัดน้ำเสียโรงงานอุตสาหกรรมต่างๆที่ปล่อยของเสียที่มีแอมโมเนียเป็นส่วนประกอบหลักเป็นจำนวนมาก ซึ่งปกติอาศัยแบคทีเรียตามวัฏจักรไนโตรเจนคือกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันในการบำบัด โดยกระบวนการนี้ต้องใช้ใช้ออกซิเจนจำนวนมาก ต้องใช้เครื่องมือในการให้ออกซิเจนแบคทีเรียบางชนิดต้องอาศัยพลังงานจากเมธานอลเป็นแหล่งคาร์บอน ทำให้กระบวนการทั้งหมดมีค่าใช้จ่ายที่สูง ใช้พื้นที่มาก และเป็นอันตรายต่อสิ่งแวดล้อม ด้วยเหตุผลดังกล่าวอนาม็อกจึงมีข้อดี คือ แบคทีเรียจะใช้แอมโมเนียเป็นพลังงาน ไม่ต้องการออกซิเจน และเมื่อเปรียบเทียบกับกระบวนการไนตริฟิเคชันแล้วจะช่วยให้ประหยัดต้นทุนไปได้ถึง 90% และลดการแพร่กระจายของก๊าซเรือนกระจก (ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์) จากการบำบัดได้ถึง 88% ซึ่งเป็นข้อดีของกระบวนการอนาม็อก ดังนั้นจึงเป็นไปได้ว่ากระบวนการอนาม็อก จะมีบทบาทสำคัญในการบำบัดน้ำเสียที่มีไนโตรเจนมากต่อไป (Guvén *et al.*, 2004)

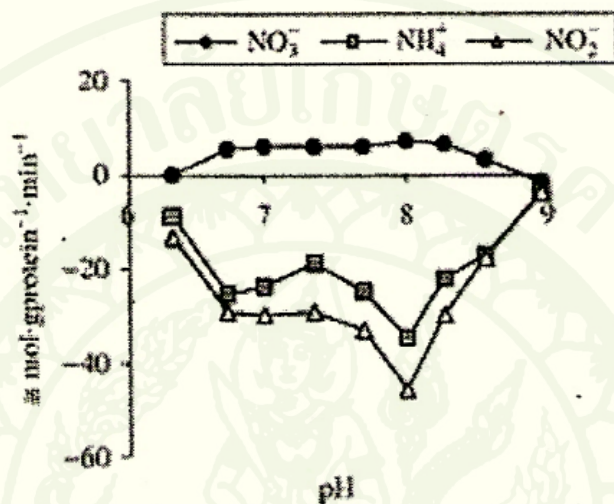
#### 2.4 ผลกระทบที่เกิดขึ้น

มากกว่าร้อยละ 90 คือ ก๊าซไนโตรเจน โดยมีไนเตรตไนโตรเจนในปริมาณที่เล็กน้อย และเมื่อวิเคราะห์ก๊าซที่เกิดขึ้นโดยละเอียดยังพบว่ายังมีก๊าซอื่นๆ ประกอบด้วย  $N_2O$  ร้อยละ 0.03-0.06  $NO$  ร้อยละ 0.00005 และ  $NO_2$  ร้อยละ 0.0005 (Strous *et al.*, 1998)

#### 2.5 ปัจจัยทางสิ่งแวดล้อมที่เหมาะสม

ช่วงค่าพีเอชที่เหมาะสมต่อจุลินทรีย์ ในกระบวนการอนาม็อกอยู่ในช่วง 7 - 8.5 ค่าพีเอชที่ต่ำกว่าค่ากำหนดต่ำสุด (พีเอช 7) อาจทำให้เกิดไนตรัสออกไซด์ ( $N_2O$ ) แทนที่จะเกิดก๊าซไนโตรเจนเพียงอย่างเดียว (Jetten *et al.*, 1997) ซึ่งทำให้ประสิทธิภาพของกระบวนการลดลง (Egli *et al.*, 2001) ได้ทำการศึกษาและพบว่ากิจกรรมของกระบวนการอนาม็อกสูงสุดที่พีเอช 7.5 และ 8 ส่วนที่พีเอช 7 เกิดก๊าซไนโตรเจนมากที่สุด แต่ที่พีเอช 6 และ 6.5 พบว่าความเข้มข้นของ

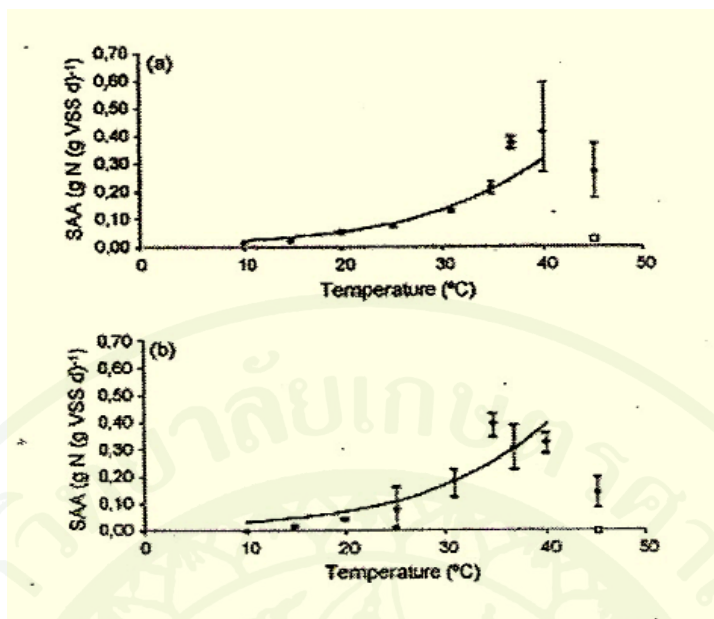
แอมโมเนียมและไนไตรต์ยังคงอยู่และไม่มีไนเตรดและก๊าซไนโตรเจนเกิดขึ้น (Strous *et al.*, 1999) ได้ทำการศึกษาความสัมพันธ์ของกิจกรรมของอนาโม็อกกับพีเอช พบว่าค่าพีเอชที่จุลินทรีย์อนาโม็อกสามารถดำรงชีวิตอยู่ได้อยู่ในช่วง 6.7-8.3 และค่าพีเอชที่เหมาะสมที่สุดอยู่ที่ประมาณ 8 ดังแสดงในภาพที่ 3



ภาพที่ 3 ผลของพีเอชต่ออัตราการใช้อะมโมเนียมและไนไตรต์สูงสุดและอัตราการเกิดไนเตรด

ที่มา: Strous (2000)

Dosta *et al.* (2008) ได้ทำการทดลองแบบทีละเท (Batch) พบว่าช่วงของพีเอชมีผลต่อกิจกรรมของกระบวนการอนาโม็อก สิ่งที่สำคัญ คือ ควบคุมพีเอชไม่ให้ต่ำกว่า 6.5 พีเอชที่สูงจะทำให้กิจกรรมของอนาโม็อกสูงขึ้นด้วย พีเอชที่เหมาะสมที่สุด คือ 8 อีกทั้งยังได้ศึกษาถึงความสัมพันธ์ระหว่างค่าอุณหภูมิ และ Specific Anammox Activity (SAA) แสดงดังภาพที่ 4 จากผลการศึกษาพบว่าเส้นกราฟที่ได้จากการพล็อตระหว่างอุณหภูมิในช่วง 10-40 °C กับค่า SAA เป็นแบบ Exponential โดยมีค่า SAA สูงสุดที่อุณหภูมิในช่วง 35-40 °C และยังรายงานว่ามีความเป็นไปได้ที่จะสามารถดำเนินระบบอนาโม็อกในถังเอสบีอาร์ แต่ต้องให้จุลินทรีย์อนาโม็อกค่อยๆ ปรับตัวอย่างช้าๆ ที่อุณหภูมิต่ำๆ



ภาพที่ 4 ผลของอุณหภูมิต่อค่าอัตราความสามารถในการทำงานจำเพาะสูงสุดของจุลินทรีย์กลุ่มอนาโม๊ก (Maximum Specific Anammox Activity; SAA)

ที่มา: Dosta *et al.* (2008)

ช่วงค่าอุณหภูมิที่เหมาะสมสำหรับกระบวนการอนาโม๊กที่สุดอยู่ระหว่าง 20 – 43 องศาเซลเซียส ดังแสดงในตารางที่ 1

ตารางที่ 1 ค่าพีเอช และ อุณหภูมิที่เหมาะสมสำหรับกระบวนการอนาโม๊ก

พีเอช	อุณหภูมิ, องศาเซลเซียส	อ้างอิง
7.0 - 8.5	30 - 37	Jetten <i>et al.</i> , 1997; van Dongen <i>et al.</i> , 2001
6.7 - 8.3	20 - 43	Strous <i>et al.</i> , 1999
8.0 ± 0.1	30	Dapena-Mora <i>et al.</i> , 2004a
8.0	28	Helmer <i>et al.</i> , 2001

เชื้อแบคทีเรียของอนามัยมือ มีความอ่อนไหวต่อปริมาณออกซิเจน โดย (Strous *et al.*, 1997b) พบว่า เมื่อมีปริมาณออกซิเจนในอากาศอยู่ร้อยละ 2, 1 และ 0.5 จะไม่พบการออกซิไดซ์แอมโมเนียเกิดขึ้นและกระบวนการอนามัยมือจะถูกยับยั้งอย่างสมบูรณ์ เมื่อมีค่าความเข้มข้นของออกซิเจนมากกว่า 0.01 มิลลิกรัมออกซิเจนต่อลิตร สารที่สามารถยับยั้งปฏิกิริยาของเชื้อจุลินทรีย์ของกระบวนการอนามัยมือ ดังแสดงในตารางที่ 2

ตารางที่ 2 สารยับยั้งปฏิกิริยาอนามัยมือ

สารยับยั้ง	ผลกระทบต่อกระบวนการอนามัยมือ	อ้างอิง
1. ความเข้มข้นของไนไตรต์		
0.1 ก.น./ล.	กระบวนการอนามัยมือถูกยับยั้งอย่างสมบูรณ์	Strous <i>et al.</i> , 1997b
>70 มก.NO <sub>2</sub> -N/ล.	เป็นอันตรายต่อเชื้อจุลินทรีย์อนามัยมือ	Schmidt <i>et al.</i> , 2003
25 มิลลิโมล	ลดกิจกรรมของจุลินทรีย์อนามัยมือ	Dapena-Mora <i>et al.</i> , 2007
2. แอมโมเนียอิสระ		
>150 มก./ล.	ยับยั้งกระบวนการอนามัยมือ	Jetten <i>et al.</i> , 1997
55 มิลลิโมล	ไม่ส่งผลกระทบ	Dapena-Mora <i>et al.</i> , 2007
3. อะซีเตต		
25-50 มิลลิโมล	ยับยั้งกิจกรรมของจุลินทรีย์อนามัยมือ	Dapena-Mora <i>et al.</i> , 2007
4. ฟอสเฟต		
>60 มก.P/ล.	ยับยั้งกระบวนการอนามัยมือ	Schmidt <i>et al.</i> , 2003
15 มิลลิโมล	ไม่ส่งผลกระทบ	Dapena-Mora <i>et al.</i> , 2007
5. ซีโอดี		
2.2-5.4 ก./ล.	ไม่เหมาะสมต่อกระบวนการอนามัยมือ	Dong and Tollner, 2003
6. ไนเตรต		
70 มิลลิโมล	ไม่ส่งผลกระทบ	Strous <i>et al.</i> , 1999
45 มิลลิโมล	ไม่ส่งผลกระทบ	Dapena-Mora <i>et al.</i> , 2007
7. ซัลไฟด์		
0.3 มิลลิโมล	ยับยั้งกิจกรรมของจุลินทรีย์อนามัยมือ	Dapena-Mora <i>et al.</i> , 2007

## ตารางที่ 2 (ต่อ)

สารที่ยับยั้ง	ผลกระทบต่อกระบวนการอนามิอก	อ้างอิง
8. เกลือ		
โซเดียมคลอไรด์		
<150 มิลลิโมล	ไม่ส่งผลกระทบ	Dapena-Mora <i>et al.</i> , 2007
โปแตสเซียมคลอไรด์		
>100 มิลลิโมล	ยับยั้งกิจกรรมของจุลินทรีย์อนามิอก	Dapena-Mora <i>et al.</i> , 2007
โซเดียมซัลเฟต		
>50 มิลลิโมล	ยับยั้งกิจกรรมของจุลินทรีย์อนามิอก	Dapena-Mora <i>et al.</i> , 2007
9. ออกซิเจน		
> 0.01 มก.O <sub>2</sub> /ล.	กระบวนการอนามิอกถูกยับยั้งอย่างสมบูรณ์	Strous <i>et al.</i> , 1997b

### 3. ไนโตรสออกไซด์จากกระบวนการบำบัดน้ำเสีย

เป็นที่รู้กันมานานหลายศตวรรษว่าไนโตรสออกไซด์ถูกผลิตขึ้น โดยเป็นสารผลิตภัณฑ์กลางและเป็นผลิตภัณฑ์สุดท้ายในการสร้างเซลล์จุลินทรีย์ในกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน แต่ยังไม่ได้รับการเชื่อถือว่าไนโตรสออกไซด์เกิดขึ้นในปฏิกิริยาอนามิอกจนกระทั่งเมื่อไม่นานมานี้ (Kartal *et al.*, 2007) แสดงให้เห็นว่าแบคทีเรียอนามิอกสามารถผลิตไนโตรสออกไซด์ขึ้นแต่มีในปริมาณเล็กน้อยเป็นผลจากการกำจัดไนตริกออกไซด์ซึ่งเป็นสารผลิตภัณฑ์กลางในกระบวนการอนามิอก

อุณหภูมิ, อัตราการระบรทุกสารประกอบอนินทรีย์ในโตรเจน, พีเอชต่ำ, อัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ภายใต้เงื่อนไขการใช้ออกซิเจนสลับกับการไม่ใช้ออกซิเจน ตัวแปรเหล่านี้มีอิทธิพลอย่างมากต่อการปลดปล่อยก๊าซไนโตรสออกไซด์จากระบบบำบัดน้ำเสีย (Kampschreur *et al.*, 2008b) ผลของสภาพแวดล้อมเหล่านี้ทำให้เกิดการผลิตก๊าซไนโตรสออกไซด์ขึ้นระหว่างปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน ซึ่งอธิบายในหัวข้อ 2.1 – 2.2 ตารางที่ 3 แสดงถึงมวลโมเลกุลของไนโตรสออกไซด์ และค่าการละลายน้ำทั้งในหน่วยของโมลต่อลิตรและกรัมต่อลิตร

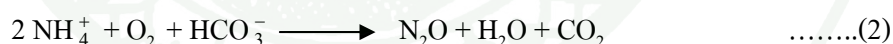
ตารางที่ 3 สมบัติทางกายภาพของไนตรัสออกไซด์

คุณสมบัติ		หน่วย
น้ำหนักโมเลกุล	44.0	กรัมต่อโมล
การละลายน้ำ (ที่อุณหภูมิ 20 °C)	$27.05 \times 10^{-3}$	โมลต่อลิตร
	1.19	กรัมต่อลิตร

### 3.1 ไนตรัสออกไซด์จากปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน

เชื่อกันว่ากลไกของแบคทีเรียกลุ่มแอมโมเนียออกซิไดซ์ซิงค์แบคทีเรีย (Ammonium Oxidizing Bacteria ; AOB) เป็นตัวการปลดปล่อยไนตรัสออกไซด์ในปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน ไนตรัสออกไซด์เกิดขึ้นได้ทั้งการออกซิเดชันแอมโมเนียในสภาวะที่มีอากาศและการออกซิเดชันไนไตรต์โดยแบคทีเรียไนตริฟายในปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน ซึ่งมีแอมโมเนียเป็นตัวให้อิเล็กตรอน (Schmidt and Bock, 1997; Kampschreur *et al.*, 2006)

สมการแสดงปฏิกิริยาการปลดปล่อยไนตรัสออกไซด์ระหว่างการออกซิเดชันแอมโมเนียโดยออกซิเจน

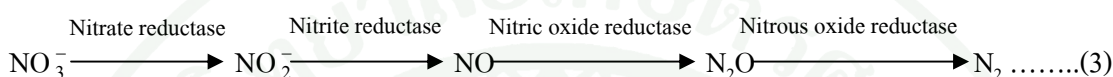


Trela *et al.* (2005)

ค่าออกซิเจนละลายน้ำที่ต่ำในกระบวนการไนตริฟิเคชันทำให้เกิดการปลดปล่อยไนตรัสออกไซด์มากกว่ากระบวนการที่ดำเนินระบบภายใต้สภาวะที่มีการเติมอากาศเป็นอย่างดี (Magnaye *et al.*, 2008) ความเข้มข้นของแอมโมเนียและไนไตรต์ที่สูง อัตราการบรรทุกสารอินทรีย์ที่สูง อุณหภูมิที่ต่ำร่วมกับระยะเวลาเก็บกักตะกอนที่ต่ำ ปัจจัยเหล่านี้ส่งผลให้การปลดปล่อยไนตรัสออกไซด์สูงขึ้นในกระบวนการไนตริฟิเคชัน (Kampschreur *et al.*, 2009)

### 3.2 ไนตรัสออกไซด์จากปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน

จุลินทรีย์ในทรินฟายอิงผลิตไนตรัสออกไซด์ขึ้นซึ่งเป็นสารผลิตภัณฑ์กลาง เมื่อไนเตรตหรือไนไตรต์ถูกรีดิวซ์เป็นไนโตรเจน (Kampschreur *et al.*, 2007) ไนตรัสออกไซด์ที่เกิดขึ้นเกิดจากเอนไซม์ Nitrate reductase ในระบบถ่ายทอดอิเล็กตรอนภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนหรือแอน็อกซิก (Gray, 2004) กระบวนการที่เกิดขึ้นแสดงได้ตามลำดับดังนี้



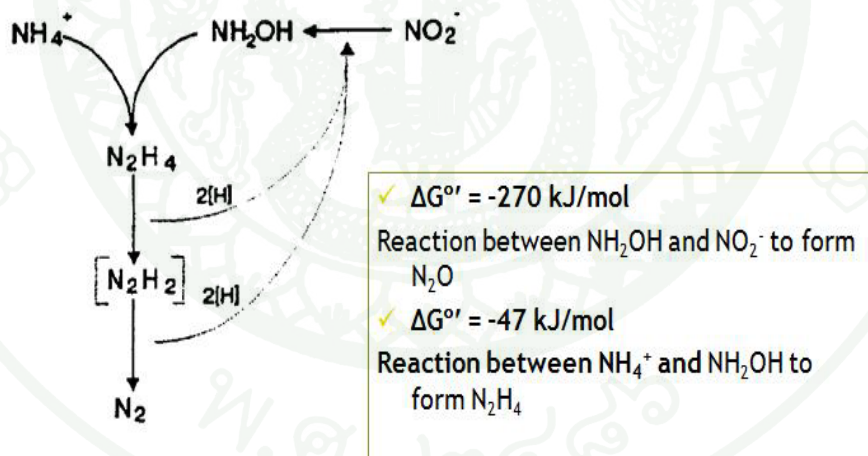
Firestone *et al.* (1979) รายงานว่าเนื่องจากปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำมีผลกระทบในเชิงลบต่อปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันคาดว่าระดับออกซิเจนที่เพิ่มขึ้นก็ส่งผลให้อัตราส่วนการปลดปล่อยไนตรัสออกไซด์ต่อไนโตรเจนสูงขึ้นในกระบวนการดีไนตริฟิเคชันเช่นกัน ผลกระทบของออกซิเจนอาจมาจากกลไกที่แตกต่างกัน (1) การแข่งขันกันเป็นตัวรับอิเล็กตรอน (2) เอนไซม์ไนตรัสออกไซด์รีดักเตสถูกยับยั้ง (3) โดยปกติกระบวนการดีไนตริฟิเคชันแบคทีเรียมีการเจริญเติบโตช้าส่งผลให้เกิดไนตรัสออกไซด์มากขึ้น (4) การรวมกันของกระบวนการที่กล่าวมาข้างต้น (Firestone *et al.*, 1979; Henze *et al.*, 1997) พบว่าในกระบวนการดีไนตริฟิเคชันเมื่อพีเอชน้อยกว่า 7 จะส่งผลกระทบต่อผลิตภัณฑ์ที่เกิดขึ้น โดยจะทำให้อัตราส่วนของไนตรัสออกไซด์ต่อไนโตรเจนสูงขึ้น และอัตราส่วนของซีโอดีต่อไนโตรเจนที่ต่ำ ส่งผลกระทบให้มีการผลิตไนตรัสออกไซด์ขึ้นในปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน (Tallec *et al.*, 2006 b) พบว่าเมื่อจำกัดการเพิ่มแหล่งคาร์บอนลงในกระบวนการดีไนตริฟิเคชันประมาณ 66-88 % ไนตรัสออกไซด์เพิ่มขึ้นเฉลี่ยจาก 0.2% เป็น 1.3 % ไนตรัสออกไซด์ซึ่งเป็นสารผลิตภัณฑ์กลางในกระบวนการดีไนตริฟิเคชันจะถูกเปลี่ยนเป็นไนตรัสออกไซด์ที่ละลายน้ำโดยแบคทีเรียในทรินฟายเออ และระยะเวลาที่เก็บตะกอนที่ยาวนานขึ้นส่งผลให้การปลดปล่อยไนตรัสออกไซด์มีปริมาณน้อยลงโดยจะถูกเปลี่ยนไปเป็นก๊าซไนโตรเจน

### 3.3 ไนตรัสออกไซด์จากระบวนการอนาเมอิก

Hooper (1968) ตรวจพบเอนไซม์ที่มีชื่อว่า Hydroxylamine-nitrite reductase ในแบคทีเรีย *Nitrosomonas europaea* เมื่อไนไตรต์ถูกรีดิวซ์ไปเป็นไฮดรอกซิลามีนจะทำให้เกิดผลิตภัณฑ์เป็นไนตรัสออกไซด์เกิดขึ้น ซึ่งเกิดขึ้นในสภาวะที่ไม่มีออกซิเจนเท่านั้น ดังสมการ



จากกลไกการเกิดปฏิกิริยาอนาเมอิกที่กล่าวมาแล้วในข้อ 1.1 เมื่อมีไนไตรต์เกิดขึ้นในระบบอนุภาคประจุลบ 4 อนุภาคและไนไตรต์จะถูกเปลี่ยนกลับไปเป็นไฮดรอกซิลามีนโดยเอนไซม์ที่มีชื่อว่า Nitrite Reductase และในขั้นตอนนี้ทำให้ไนตรัสออกไซด์เกิดขึ้น โดย (Kampschreur *et al*, 2008b) สันนิษฐานว่าหากพีเอชลดลงทำให้  $\text{HNO}_2$  ที่ทำหน้าที่เป็นซับสเตรทในปฏิกิริยาเคมีหรือชีวภาพเพิ่มมากขึ้น คาดว่าจะนำไปสู่การเพิ่มขึ้นของไนตรัสออกไซด์ในระบบ ซึ่งกลไกการเกิดไนตรัสออกไซด์ในกระบวนการอนาเมอิก แสดงดังภาพที่ 5

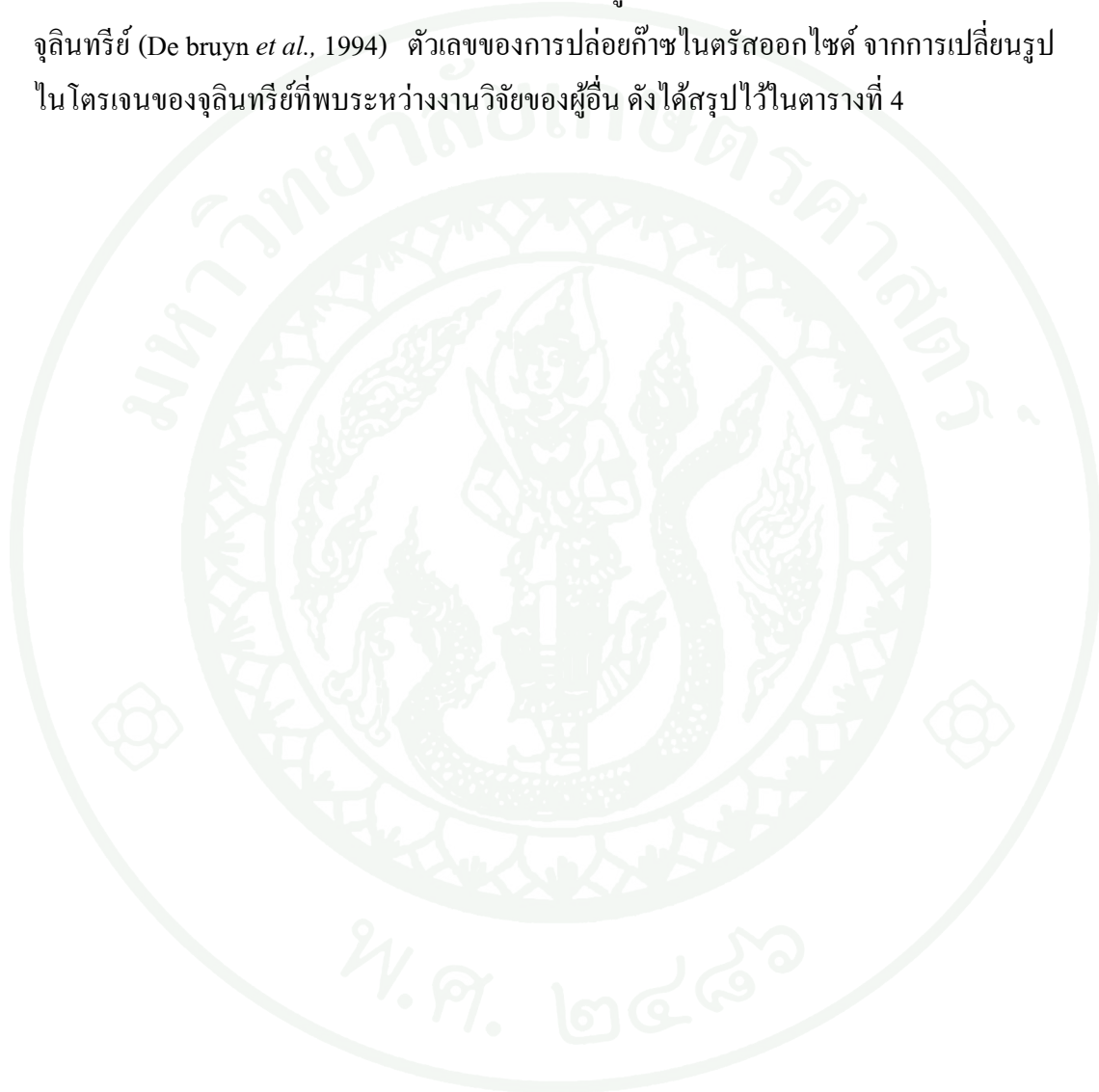


ภาพที่ 5 กลไกการเกิดไนตรัสออกไซด์ในกระบวนการอนาเมอิก

ที่มา: van da Graaf *et al*. (1996)

### 3.4 กระบวนการทางเคมีของการผลิตไนตรัสออกไซด์

ไนตรัสออกไซด์ถูกผลิตขึ้นจากปฏิกิริยาเคมีของกระบวนการดีไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดน้ำเสีย ซึ่งกลไกการลดรูปคล้ายกับกลไกทางชีวภาพ ดังแสดงในสมการที่ (3) แต่แตกต่างกันตรงที่กระบวนการทางเคมีจะใช้ตัวรีดักแทนในการลดรูปสารประกอบไนโตรเจนแทนเอนไซม์ของจุลินทรีย์ (De bruyne *et al.*, 1994) ตัวเลขของการปล่อยก๊าซไนตรัสออกไซด์ จากการเปลี่ยนรูปไนโตรเจนของจุลินทรีย์ที่พบระหว่างงานวิจัยของผู้อื่น ดังได้สรุปไว้ในตารางที่ 4



ตารางที่ 4 เปอร์เซ็นต์การเกิดไนโตรเจนออกไซด์จากกระบวนการบำบัดน้ำเสียต่างๆ

ชนิดของถังปฏิกรณ์	ความเข้มข้นของน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัมไนโตรเจน/ลิตร)			ค่าออกซิเจน ละลายน้ำ	เปอร์เซ็นต์ไนโตรเจนออกไซด์ ต่อความเข้มข้นไนโตรเจนทั้งหมด	อ้างอิง
	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	(มิลลิกรัม/ลิตร)		
ไนตริเตชัน-อนาม็อก เอสบีอาร์	650 ± 50	<2	<2	<1	0.4-0.6	Joss <i>et al.</i> , 2009
อนาม็อก เอสบีอาร์ (15 ลิตร)	63-420	63-420	-	-	0.03-0.06	Strous <i>et al.</i> , 1998
ซารอน เอสบีอาร์	584	<1	<1	-	4	Jetten <i>et al.</i> , 1999
อนาม็อก ฟลูอิดไดเบท	267	227	64	-	<1	Jetten <i>et al.</i> , 1999
ไนตริฟายอิง แอคติเวเตดสลัดจ์ (2.3 ลิตร)	15-49	0.5	0.6	0.1-6	0.1-0.4 <sup>a</sup>	Talleg <i>et al.</i> , 2006(a)
ไนตริฟายอิง ไบโอฟิวเตอร์ (7 ลิตร)	30	0	0	0.5-9.2	0.4 <sup>b</sup>	Talleg <i>et al.</i> , 2006(b)
ดีไนตริฟายอิง ไบโอฟิวเตอร์ (7 ลิตร)	1	0.1	21	-	0.2 <sup>c</sup>	Talleg <i>et al.</i> , 2006(b)
ดีไนตริฟายอิง แอคติเวเตดสลัดจ์ (3 ลิตร)	-	5	15	-	0.4 <sup>c</sup>	Talleg <i>et al.</i> , 2007
ไนตริฟายอิง เอสบีอาร์ (2 ลิตร)	1145	-	-	0-5.5	2.8	Kampschreur <i>et al.</i> , 2008(a)
ซารอน (1500 ลูกบาศก์เมตร)	980 <sup>d</sup>	-	-	2.5	1.7	Kampschreur <i>et al.</i> , 2008(b)
อนาม็อก (70 ลูกบาศก์เมตร)	312	414	17	-	0.6	Kampschreur <i>et al.</i> , 2008(b)

<sup>a)</sup> % ของการออกซิไดซ์แอมโมเนียมไนโตรเจน

<sup>b)</sup> % เหลือของการออกซิไดซ์แอมโมเนียมไนโตรเจน

<sup>c)</sup> % ของการรีดิวซ์ไนเตรตไนโตรเจน

<sup>d)</sup> ค่าไนโตรเจนไหลคเป็นค่า N<sub>kj</sub>.

#### 4. งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

Foley *et al.* (2010) ได้ทำการศึกษาการเกิดและการปลดปล่อยไนตรัสออกไซด์จากการกำจัดอาหารทางชีวภาพ ด้วยระบบบำบัดน้ำเสียทั้ง 7 ระบบด้วยกัน งานวิจัยนี้ยังศึกษาถึงกลไกการเกิดไนตรัสออกไซด์รวมไปถึงบริเวณที่มีการปลดปล่อยไนตรัสออกไซด์ โดยทำการเก็บตัวอย่างแบบช่วงและแบบจุด เก็บตัวอย่าง 4 รอบ แบ่งเป็นช่วงเช้าและบ่าย โดยเก็บตัวอย่างต่อเนื่องเป็นเวลา 2 วัน แต่ละระบบบำบัดน้ำเสียจะแบ่งเป็นบริเวณ การเกิดไนตรัสออกไซด์แสดงค่าเป็นบวก และมีค่าสูงทั้ง 7 ระบบ ค่าที่วัดได้อยู่ในช่วง 0.006-0.253 กิโลกรัมไนตรัสออกไซด์ต่อกิโลกรัมไนโตรเจน ดีไนโตรฟาย ( ค่าเฉลี่ย :  $0.035 \pm 0.027$  ) ค่าไนตรัสออกไซด์ที่สูงสอดคล้องกับค่าความเข้มข้นของไนโตรเจนที่สูง การออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียและการเดินระบบยังเป็นปัจจัยที่ช่วยให้การเกิดไนตรัสออกไซด์น้อยลง เช่น ค่าความเข้มข้นของไนโตรเจนทั้งหมดในน้ำเสียออกมีค่าต่ำ (น้อยกว่า 10 มิลลิกรัมต่อลิตร) อัตราการรีไซเคิลสูง ขนาดถังปฏิกรณ์ที่ใหญ่, ระยะเวลาที่เก็บสลัดจ์นาน เป็นต้น ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับประเภทของระบบบำบัดน้ำเสีย

Kampschreur *et al.* (2008b) ทำการศึกษาถึงกระบวนการบำบัดน้ำเสียสองถังปฏิกรณ์ด้วยกัน คือ ไนตริเตชัน – อนาเม็อก ของระบบบำบัดน้ำเสียเทศบาลเมือง Dokhaven – Sluisjesdijk ประเทศเนเธอร์แลนด์ และพบว่าในระหว่างการบำบัดตะกอนน้ำเสียโดยไม่ใช้อากาศมีการปลดปล่อยไนตริกออกไซด์และไนตรัสออกไซด์ออกมา ระดับของไนตริกออกไซด์และไนตรัสออกไซด์มีความผันผวนมากทั้งในถังปฏิกรณ์ไนตริเตชันและอนาเม็อก การประมาณผลผลิตของไนตริกออกไซด์และไนตรัสออกไซด์ที่ปลดปล่อยออกมาขึ้นอยู่กับเวลาที่ทำการวัด การปลดปล่อยทั้งหมดของกระบวนการไนตริเตชัน – อนาเม็อก ประกอบด้วยไนตรัสออกไซด์เป็นส่วนใหญ่ (2.3% ของการบรรทุกไนโตรเจน โดย 1.7% ในถังปฏิกรณ์ไนตริเตชันและ 0.6% ในถังปฏิกรณ์อนาเม็อก) ซึ่งจะเห็นได้ว่าไนตรัสออกไซด์ถูกผลิตขึ้นในถังปฏิกรณ์แบบเติมอากาศ กระบวนการดีไนตริฟิเคชันโดยแบคทีเรียแอมโมเนียออกซิไดซ์ซึ่งในกระบวนการ อนาเม็อก เชื่อว่าเป็นตัวการหลักของการปล่อยไนตริกออกไซด์และไนตรัสออกไซด์ สืบเนื่องมาจากถังปฏิกรณ์ไนตริเตชันซึ่งมีการเติมอากาศ ถึงแม้แบคทีเรียอนาเม็อกจะไม่แสดงการผลิตไนตรัสออกไซด์ในระดับห้องปฏิบัติการ แต่ก็เป็นที่น่าเชื่อว่าแบคทีเรียแอมโมเนียออกซิไดซ์ซึ่งมีส่วนร่วมอย่างมากในการผลิตไนตรัสออกไซด์ของถังปฏิกรณ์อนาเม็อก

Kampschreur *et al.* (2009) ได้ทำการรวบรวมข้อมูลงานวิจัย ทั้งการวิเคราะห์ในระดับห้องปฏิบัติการและระบบบำบัดน้ำเสียจริง แสดงให้เห็นว่าไนโตรเจนออกไซด์สามารถปลดปล่อยออกมาในระหว่างการกำจัดไนโตรเจนในระบบบำบัดน้ำเสีย ตัวแปรที่เป็นพารามิเตอร์ที่สำคัญในการเดินระบบที่ทำให้เกิดการปลดปล่อยก๊าซไนโตรเจนออกไซด์ในระบบบำบัดน้ำเสีย คือ 1. ค่าความเข้มข้นออกซิเจนละลายน้ำต่ำทั้งในปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน 2. การเพิ่มความเข้มข้นของไนไตรต์ทั้งปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน 3. อัตราส่วน COD/N ต่ำในปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน ข้อมูลจากงานวิจัยไม่ได้ระบุอย่างชัดเจนว่าการปลดปล่อยก๊าซไนโตรเจนออกไซด์มาจาก กระบวนการไนตริฟิเคชันหรือดีไนตริฟิเคชัน

Mao *et al.* (2006) อัตรการปล่อยก๊าซไนโตรเจนออกไซด์จากกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์ระดับโต๊ะปฏิบัติการ ซึ่งใช้น้ำเสียสังเคราะห์ในการทดลอง ขั้นตอนของกระบวนการเอสบีอาร์ คือ เต็มอากาศ 4 ชั่วโมง กวนผสม 3.5 ชั่วโมงโดยไม่เติมอากาศ ปล่อยตกตะกอนและปล่อยน้ำเสียออก 0.5 ชั่วโมง และช่วงเวลาพัก 4 ชั่วโมง ตะกอนจุลินทรีย์จะถูกเลี้ยงอยู่ในระบบจนกว่าจะเข้าสู่สถานะเสถียร โดยมีตัวชี้บ่งชี้ได้จากการเปลี่ยนแปลงของปริมาณไนโตรเจนทั้งหมด ค่าออกซิเจนละลายในน้ำ ค่าซีโอดี ไนไตรต์ ไนเตรต ฟิเอชและไนโตรเจนออกไซด์ ผลการทดลองพบว่ามีการปลดปล่อยไนโตรเจนออกไซด์ 8.6%-16.1% ในสถานะที่มีอากาศ และ 0-0.05% ในสถานะไม่มีอากาศ แสดงให้เห็นว่าสถานะที่มีอากาศ คือ ที่มาหลักของการปล่อยก๊าซไนโตรเจนออกไซด์จากระบบ ไนโตรเจนออกไซด์ที่ละลายในน้ำจะมีความเข้มข้นมาก ดังนั้นมาตรการที่จะพัฒนาเพื่อให้บรรลุวัตถุประสงค์ของการลดการปล่อยไนโตรเจนออกไซด์จากระบบจะมีประสิทธิภาพควรลดในสถานะที่มีอากาศ

Saricheewin *et al.* (2010) ทำการศึกษาถึงการบำบัดไนโตรเจนด้วยจุลินทรีย์อนาโรบิกภายใต้เงื่อนไขที่แตกต่างกัน จุลินทรีย์อนาโรบิกนำมาจากสลัดจ์โรงบำบัดน้ำเสียเทศบาลหนองแขม ทดลองโดยใช้ถังปฏิกรณ์เอสบีอาร์สองถัง ถังที่หนึ่งมีขนาด 8 ลิตรทำการทดลองแบบเปิดให้สัมผัสกับอากาศ ถังที่สองขนาด 4 ลิตรทำการทดลองแบบปิดมีการเป่าอากาศด้วยก๊าซผสมระหว่างอาร์กอน 95% และคาร์บอนไดออกไซด์ 5% ในช่วงเวลาที่เติมน้ำเสียเพื่อควบคุมให้อยู่ในสภาพไร้อากาศอย่างเข้มงวด โดยกำหนดวัฏจักรการทำงาน 1 รอบของระบบเท่ากับ 48 ชั่วโมง ผลการทดลองพบว่าอัตราการกำจัดไนโตรเจนจำเพาะสูงสุดของถังที่หนึ่งและถังที่สองมีค่าเท่ากับ 0.43 และ 1.58 กรัมไนโตรเจนต่อกรัมเอ็มแอลวีเอสเอสต่อวัน ตามลำดับ โดยในถังที่หนึ่งแอมโมเนียม

และไนโตรเจนยังคงเหลือซึ่งต่างจากถึงที่สองที่แอมโมเนียมและไนโตรเจนถูกใช้หมดภายในเวลา 8 ชั่วโมง

Thorn and Sorensen (1996) หลายปัจจัยทางสิ่งแวดล้อมที่มีอิทธิพลต่อการผลิตไนโตรเจนออกไซด์ ได้ทำการศึกษากระบวนการดีไนตริฟิเคชันจากระบบบำบัดตะกอนแบบไร้อากาศจากโรงบำบัดน้ำเสียสวีเดน การเปลี่ยนแปลงของอุณหภูมิและความเข้มข้นของแหล่งคาร์บอน ไนเตรต หรือไนไตรต์ พบว่าไม่เป็นอิทธิพลสำคัญในการผลิตไนโตรเจนออกไซด์ การเปลี่ยนแปลงของพีเอชมีความสัมพันธ์กับปริมาณไนโตรเจนออกไซด์ที่เกิดขึ้น โดยทำการทดลองเก็บตัวอย่างที่พีเอชปกติและทำการเปลี่ยนพีเอชในถังปฏิกรณ์ระบบบำบัดตะกอนแบบไร้อากาศ พบว่า ตัวอย่างที่พีเอชปกติไม่พบการสะสมของไนโตรเจนออกไซด์ที่พีเอชมากกว่า 6.8 และพบไนโตรเจนออกไซด์มากที่สุดเมื่อค่าพีเอชอยู่ระหว่าง 5-6

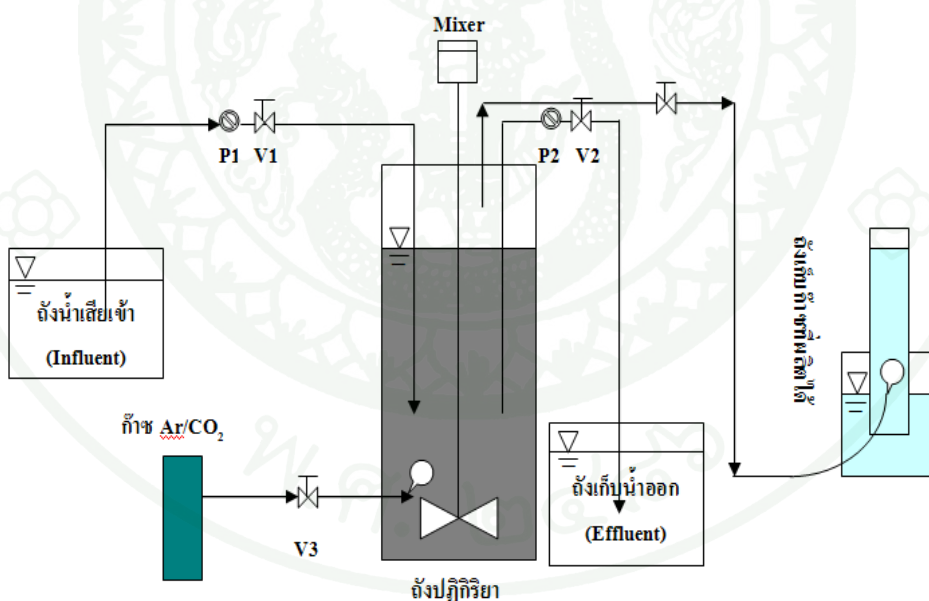
ศิริพร (2551) ทำการศึกษาเพื่อคัดเลือกเชื้อจุลินทรีย์ด้วยกระบวนการอนาม็อก ทดลองโดยใช้ถังปฏิกรณ์เอเอสบีอาร์ขนาด 5 ลิตร ดำเนินการทดลองที่ 48 ชั่วโมงต่อวัฏจักร ผลการทดลองพบว่าสัณฐานจากโรงบำบัดหนองแขมมีความเหมาะสมที่สุด จากนั้นนำเชื้อที่มีอายุ 3 เดือน มาทำการทดลองเพื่อศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณจุลินทรีย์และอัตราการกำจัดแอมโมเนียม โดยควบคุมความเข้มข้นของแอมโมเนียมและไนไตรต์เท่ากับ 42 และ 54.6 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร แต่เปลี่ยนแปลงปริมาณความเข้มข้นของจุลินทรีย์ในรูปเอ็มแอลวีเอสเอสให้แตกต่างกัน 4 ค่า คือ 490, 710, 925 และ 1,070 มิลลิกรัมต่อลิตร ผลการตรวจวัดความเข้มข้นของแอมโมเนียม พบว่าอัตราการกำจัดแอมโมเนียม มีค่าเพิ่มสูงขึ้นแปรผันตรงกับการปริมาณเอ็มแอลวีเอสเอสที่เพิ่มขึ้นคิดเป็นอัตราการกำจัดแอมโมเนียมจำเพาะเท่ากับ 0.0487 กรัมไนโตรเจนต่อกรัมวีเอสเอสต่อวัน

## อุปกรณ์และวิธีการ

### อุปกรณ์

#### 1. ถังปฏิกรณ์

1.1 ถังปฏิกรณ์แบบแอนแอโรบิกเอสปีอาร์ (Anaerobic Sequencing Batch Reactor, ASBR) ใช้ถังปฏิกรณ์แบบเอเอสปีอาร์ ในการเลี้ยงเชื้อจุลินทรีย์ ซึ่งมีลักษณะเป็นถังทรงกระบอก ขนาด 3.5 ลิตร ทำจากพลาสติกอะคริลิกใส มีเส้นผ่านศูนย์กลาง 10 เซนติเมตร สูง 20 เซนติเมตร ปริมาตรทั้งหมดเท่ากับ 3.5 ลิตร มีปริมาตรใช้งานเท่ากับ 3 ลิตร โดยมีส่วนประกอบต่างๆ ดังนี้ เครื่องสูบน้ำเข้า เครื่องสูบน้ำออก ท่อเป่าก๊าซอาร์กอน-คาร์บอนไดออกไซด์ ถังเก็บผลิตภัณฑ์ ก๊าซที่เกิดขึ้น ไซมอเตอร์ที่มีใบพัด เพื่อควบคุมผสมตะกอน จุลินทรีย์กับน้ำเสีย การติดตั้งอุปกรณ์ แสดงแผนผังดังภาพที่ 6



ภาพที่ 6 แผนผังแสดงอุปกรณ์และถังปฏิกรณ์ที่ใช้ในการทดลอง

1.2 ควบคุมผสมตะกอนในไซมอเตอร์ใบพัด โดยควบคุมอัตราเร็วการหมุนที่ 50 รอบ/นาที

1.3 ถังพลาสติกสำหรับใส่น้ำเสียสังเคราะห์ขนาด 2 ลิตร

1.4 ถังพลาสติกสำหรับรองรับน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วขนาด 2 ลิตร

1.5 ถังก๊าซผสมอาร์กอน-คาร์บอนไดออกไซด์ ใช้ก๊าซผสมอาร์กอน 95% และคาร์บอนไดออกไซด์ 5 % จำนวน 1 ถัง เพื่อใช้ในการป้อนเข้าสู่ถังพักน้ำเสีย

1.6 ชุดถังดักก๊าซเป็นแบบการแทนที่น้ำประกอบด้วย ถังพลาสติกใสที่มีซีดบอกรวมปริมาตรที่แน่นอน จำนวน 1 ถัง และถังพลาสติกสำหรับใส่น้ำ จำนวน 1 ถัง

1.7 น้ำเสียที่ใช้ในการทดลองเป็นน้ำเสียสังเคราะห์ที่ประกอบด้วยแอมโมเนียมและไนไตรต์เป็นหลัก เพื่อเป็นอาหารของจุลินทรีย์ในกลุ่มอนาโรบิก รายละเอียดของส่วนประกอบของน้ำเสียสังเคราะห์ได้แสดงไว้ในตารางที่ 5

ตารางที่ 5 ส่วนประกอบของน้ำเสียสังเคราะห์

สารอาหาร	ความเข้มข้น(กรัมต่อลิตร)
$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	132
$\text{NaNO}_2$	138
$\text{KHCO}_3$	125
$\text{Na}_2\text{EDTA}\cdot 2\text{H}_2\text{O}$	2
$\text{FeSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$	1
$\text{Na}_2\text{EDTA}$	15
$\text{KH}_2\text{PO}_4$	25
$\text{MgSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$	200
$\text{CaCl}_2\cdot 2\text{H}_2\text{O}$	300
$\text{Na}_2\text{O}_3\text{Se}\cdot 5\text{H}_2\text{O}$	0.4
$\text{MoNa}_2\text{O}_4\cdot 2\text{H}_2\text{O}$	1.1
$\text{CuSO}_4\cdot 5\text{H}_2\text{O}$	1.25
$\text{ZnSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$	2.15
$\text{MnCl}_2\cdot 4\text{H}_2\text{O}$	4.95
$\text{CoCl}_2\cdot 6\text{H}_2\text{O}$	1.2
$\text{NiCl}_2\cdot 6\text{H}_2\text{O}$	0.95

ที่มา: ปรับปรุงจากศิริพร (2551)

## 2. เครื่องมือ

2.1 Gas Chromatograph Mass Spectroscopy (GC-MS) ยี่ห้อ Agilent Technologies รุ่น 7890A Gas Chromatograph กับ 5975C Mass Spectrometer ใช้คอลัมน์เป็น capillary column (GC-CARBONPLOT) ยาว 30 เซนติเมตร เส้นผ่าศูนย์กลาง 0.320 มิลลิเมตร

มีสภาวะการเดินระบบ คือ

- Injection port temperature : 110 °C
- Oven temperature : 35 °C
- Detector temperature : 230 °C
- Time : 5 min

Standard gas

- Nitrous oxide 10%

2.2 เครื่อง Spectrophotometer (Double beam) รุ่น U-2800 ยี่ห้อ Hitachi

2.3 เครื่อง Ion Chromatography (IC) ยี่ห้อ Metrohm รุ่น 882 Compact IC ใช้คอลัมน์

Anion A Supp-15 และ cation C-4

2.4 เครื่องกลั่นแอมโมเนีย ยี่ห้อ Gerhardt

2.5 เครื่องวัดค่าความเป็นกรด-ด่าง (pH meter) รุ่น Eco Scan pH5/pH6 ยี่ห้อ Eutech

Instrument

2.6 เตาเผา 550 องศาเซลเซียส (Furnace) รุ่น Control 20 ยี่ห้อ Carbolite

2.7 เครื่องวัดอุณหภูมิ (temperature meter) รุ่น 550A ยี่ห้อ YSI

2.8 เครื่องชั่งวิเคราะห์ความถูกต้อง  $\pm 0.01$  กรัม รุ่น APX-1502 ยี่ห้อ Denver

Instrument

2.9 เครื่องชั่งวิเคราะห์ความถูกต้อง  $\pm 0.0001$  กรัม รุ่น TB-224 ยี่ห้อ Denver

Instrument

2.10 ตู้อบความร้อน (hot air oven) ยี่ห้อ Binder

2.11 โถดูดความชื้น (desiccator)

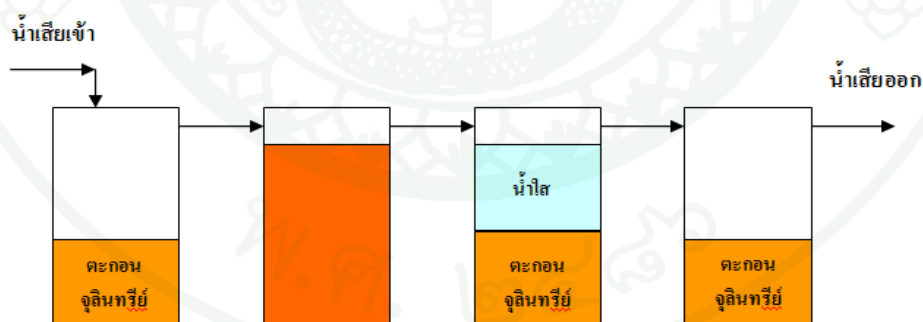
2.13 เครื่องดูดอากาศ (pump)

2.14 เครื่องคอมพิวเตอร์

## วิธีการ

### 1. ขั้นตอนการเริ่มต้นเดินระบบ

โดยนำเชื้อจุลินทรีย์อ่อนามือกที่ได้ทำการเพาะเลี้ยงไว้ที่ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ ซึ่งหัวเชื้อจุลินทรีย์ได้นำมาจากโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขมจากถังแอนแอโรบิกซีควนซิงแบทซ์ (Anaerobic Sequencing Batch Reactor; ASBR) ขนาด 5 ลิตร ที่ถูกเลี้ยงด้วยแอมโมเนียมและไนโตรเจนที่คงที่ในสภาวะคงตัว ควบคุมอัตราส่วนของแอมโมเนียมต่อไนโตรเจนที่เท่ากับ 1:1.3 ตลอดจนการทดลอง ที่ความเข้มข้นของแอมโมเนียม 210 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร และไนโตรเจน 273 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร มาทำการเพาะเลี้ยงในแบบจำลองถังปฏิกรณ์เอเอสบีอาร์ ขนาด 3.5 ลิตร จำนวน 1 ลิตร และเติมน้ำเสียสังเคราะห์อีก 2 ลิตร ได้ปริมาตรรวมเท่ากับ 3 ลิตร เดินระบบโดยกำหนดให้ 1 วัฏจักร เท่ากับ 48 ชั่วโมง ซึ่งประกอบด้วยเติมน้ำเสียเข้า ปริมาตร 1.5 ลิตร นาน 15 นาที ได้ปริมาตรรวม 3 ลิตร ปล่อยให้ระบบทำปฏิกิริยา 47 ชั่วโมง ปล่อยให้ตกตะกอน 25 นาที และระบายน้ำออกปริมาตร 1.5 ลิตร ใช้เวลา 15 นาที ซึ่งในช่วงเวลาเติมน้ำเข้าระบบและช่วงระบายน้ำออกจะเป่าก๊าซผสม (อาร์กอน 95% และคาร์บอนไดออกไซด์ 5%) โคนตลอดเพื่อกำจัดและป้องกันออกซิเจนไม่ให้เข้ามาภายในถังปฏิกรณ์ แสดงแผนผังการเดินระบบในภาพที่ 7



ปริมาตรตะกอน 1.5 ลิตร เติมน้ำเสีย 1.5 ลิตร 15 นาที	ปริมาตรรวม 3 ลิตร เวลาทำปฏิกิริยา 47 ชั่วโมง	เป่าก๊าซ Ar/CO <sub>2</sub> 5 นาที ปล่อยให้ ตกตะกอน 25 นาที	ระบายน้ำใสออก ปริมาตร 1.5 ลิตร ใช้เวลา 15 นาที
--	--	---	--

ภาพที่ 7 แผนผังการเดินระบบถังปฏิกรณ์ ASBR ใช้ 1 รอบวัฏจักรเท่ากับ 48 ชั่วโมง

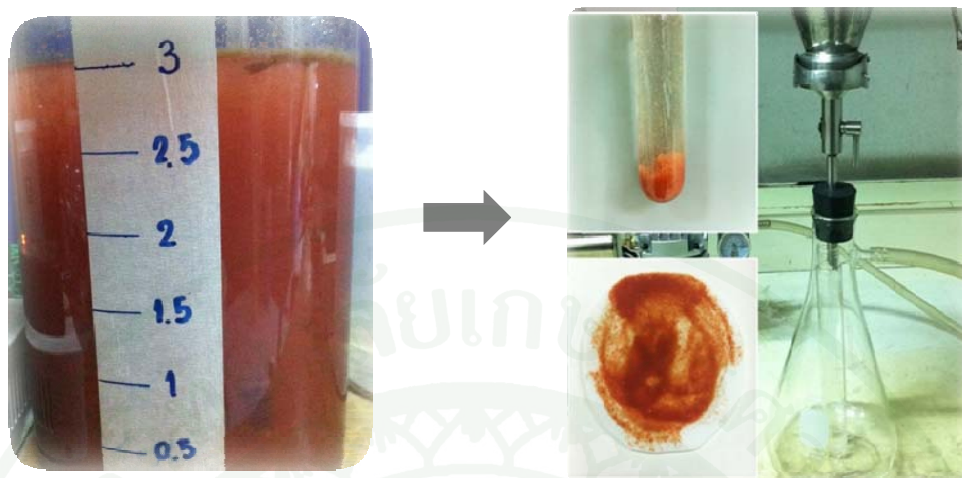
## 2. ขั้นตอนศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัด

เมื่อนำเชื้อจุลินทรีย์ที่ได้ทำการเพาะเลี้ยงไว้มาใส่ในถังแอนแอโรบิกซีควนซิงค์เบทซ์แล้วทำการเลี้ยงเชื้อเป็นเวลานาน 2 เดือนเพื่อให้เชื้อปรับสภาพกับสิ่งแวดล้อมใหม่ จากนั้นทำการวัดค่าความเข้มข้นของแอมโมเนียม ไนไตรต์ และไนเตรต ทั้งในน้ำเข้าและน้ำออกจากระบบทุกๆ วัฏจักร เพื่อเป็นการตรวจสอบว่าเชื้ออยู่ในสภาวะคงตัวแล้วหรือไม่และตรวจสอบประสิทธิภาพในการบำบัดของกระบวนการอนาเมอิก

## 3. ขั้นตอนการดำเนินการทดสอบพีเอช (pH)

### 3.1 ศึกษาไคเนติกส์ของเชื้อจุลินทรีย์อนาเมอิก

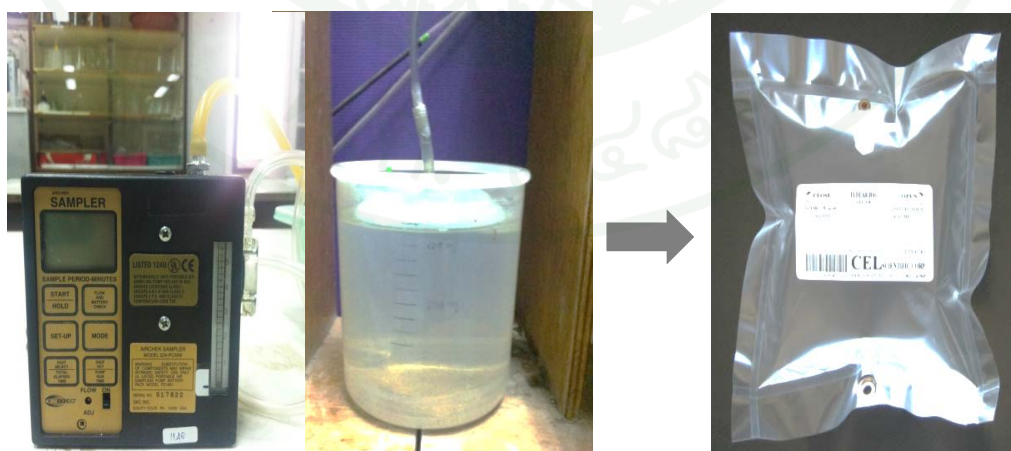
เมื่อเชื้ออยู่ในสภาวะคงตัวที่อัตราส่วนของแอมโมเนียมต่อไนไตรต์เท่ากับ 1:1.3 โดยในขั้นนี้จะทำการเปลี่ยนน้ำทุกๆ 24 ชั่วโมง จากนั้นปรับค่าพีเอช 3 ค่าด้วยกัน คือ 6.8, 7.3 และ 8.3 ตามลำดับ ซึ่งพีเอชปกติมีค่าประมาณ 7.8 ทำการปรับพีเอชโดยใช้สารละลายบัฟเฟอร์และต้องใช้เวลาระมาณสองถึงสามวันเพื่อให้พีเอชอยู่ในสภาวะเสถียร โดยสารที่ใช้ในการปรับพีเอชที่ 6.8 และ 7.3 คือสารละลายผสมระหว่างโพแทสเซียมไดไฮโดรเจนอโทฟอสเฟตกับโซเดียม ไฮดรอกไซด์ และที่พีเอช 8.3 คือสารละลายผสมระหว่างไฮดรอกซิลเมทิลอะมิโนมีเทนกับไฮโดรคลอริก การหาค่าอัตราการกำจัดไนโตรเจนของแบคทีเรียอนาเมอิก ดำเนินการหาค่าอัตราเริ่มต้น (Initial rate) โดยการเก็บตัวอย่างในถังแอนแอโรบิกซีควนซิงค์เบทซ์หลังเติมอาหารเสร็จ ทำการเก็บตัวอย่างน้ำครั้งละ 20 มิลลิลิตรทุกๆ 1 ชั่วโมง โดยทำการทดลองที่เวลา 0, 1, 2, 3, 4, 5 ชั่วโมง ตามลำดับ เป็นจำนวน 6 ตัวอย่าง ซึ่งในการเก็บน้ำตัวอย่างจะเก็บน้ำจากถังปฏิกรณ์โดยตรงในขณะที่มีการกวนผสมอยู่แล้วทำการกรองเอาเชื้อออก ดังแสดงในภาพที่ 8 นำน้ำที่กรองได้มาทำการตรวจวัดปริมาณ แอมโมเนียม ไนไตรต์ ไนเตรต ส่วนปริมาณจุลินทรีย์ในรูปเอ็มแอลเอสเอส (MLSS) และเอ็มแอลวีเอสเอส (MLVSS) ทำการตรวจวัดตอนเริ่มต้นและสิ้นสุดของแต่ละค่าพีเอช จากนั้นนำข้อมูลที่ได้ออกมาพลอตกราฟความเข้มข้นเทียบกับเวลา ความชัน (Slope) ที่ได้เมื่อนำค่าเอ็มแอลวีเอสเอสมาหารจะมีค่าเท่ากับค่าอัตราการกำจัดไนโตรเจนจำเพาะสูงสุด



ภาพที่ 8 เชื้อจุลินทรีย์อ่อนามือก

### 3.2 ศึกษาปริมาณไนโตรสออกไซด์

ดำเนินการทดลองที่พีเอชต่างๆ เหมือนกับการศึกษาโคเนดิกส์ โดยวิธีการในการเก็บตัวอย่างก๊าซจะกระทำโดยการใช้ปั๊มในการดูดก๊าซจากที่ดักก๊าซมาใส่ยังถุงเก็บก๊าซ แสดงดังภาพที่ 9 ทำการเก็บตัวอย่างก๊าซที่เกิดขึ้นทุกวันและนำไปวิเคราะห์ผลด้วยเครื่อง GC-MS ดังภาพที่ 10 เพื่อตรวจวัดปริมาณไนโตรสออกไซด์ที่เกิดขึ้นในแต่ละพีเอช



ภาพที่ 9 วิธีการเก็บตัวอย่างแก๊ส



ภาพที่ 10 Gas Chromatograph Mass Spectroscopy (GC-MS) ยี่ห้อ Agilent Technologies รุ่น 7890A Gas Chromatograph กับ 5975C Mass Spectrometer

#### 4. วิธีการวิเคราะห์ในห้องปฏิบัติการ

พารามิเตอร์ที่ทำการตรวจวัดในน้ำเสียเข้าและน้ำเสียออกจากระบบซีเควนซิงค์แบทช์ ได้แก่ อุณหภูมิ พีเอช แอมโมเนีย ไนไตรต์ ไนเตรต ของแข็งแขวนลอย ของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว ทำการเก็บตัวอย่างและวัดค่าการเปลี่ยนแปลงของพารามิเตอร์ต่างๆ ดังแสดงในตารางที่ 6

ตารางที่ 6 พารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์ และวิธีการวิเคราะห์

พารามิเตอร์ที่วิเคราะห์	วิธีการวิเคราะห์
พีเอช	pH Meter
อุณหภูมิ	Liquid in Glass Thermometer
แอมโมเนีย	Titration Method (4500-NH <sub>3</sub> C)
ไนไตรต์	Colorimetric analysis, Hydrazine Method
ไนเตรต	Ion Chromatography
ของแข็งแขวนลอย	Total suspended solids dried at 103-105°C (2540 D)
ของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย	Fixed and volatile solids ignited at 550°C (2540 E)

ที่มา: APHA *et al.* (2005)

### 5. สถานที่ทำการทดลอง

ห้องปฏิบัติการวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม 1 ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะ  
วิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์

ห้องปฏิบัติการ 121 อาคารศูนย์วิจัยและฝึกอบรมด้านสิ่งแวดล้อม (ERTC) เทคโนโลยี  
คลองห้า

### 6. ระยะเวลาที่ทำการวิจัย

เดือนเมษายน พ.ศ. 2553 ถึงกันยายน พ.ศ. 2554

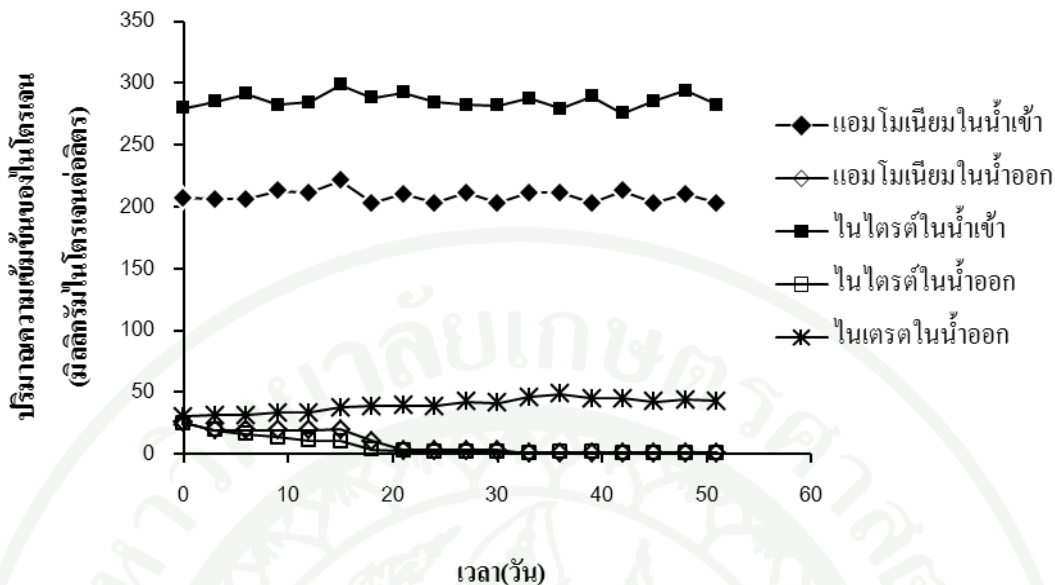
## ผลและวิจารณ์

งานวิจัยนี้แบ่งการทดลองออกเป็นสองส่วน ส่วนแรก คือการเลี้ยงเชื้อแบคทีเรียชั้นเริ่มต้น เติบโตด้วยกระบวนการอนาerobic โดยนำเชื้อจุลินทรีย์จาก Stock culture มาใส่ในถังแอนแอโรบิกซีควนซิงค์แบทช์ ปริมาตร 3.5 ลิตร ความคุมอัตราส่วนของแอมโมเนียมต่อไนโตรเจนที่เท่ากับ 1:1.3 ตลอดจนการทดลอง ที่ความเข้มข้นของแอมโมเนียม 210 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร และ ไนโตรเจน 273 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร เลี้ยงจนเชื้ออยู่ในสภาวะคงตัวโดยตรวจสอบจากประสิทธิภาพการบำบัด

ส่วนที่สองเมื่อเชื้ออยู่ในสภาวะคงตัวแล้วทำการศึกษาถึงผลของพีเอชต่อโคเนดิกซ์และการเกิดไนตรัสออกไซด์ของกระบวนการอนาerobic ซึ่งจะทำการศึกษาที่พีเอชสามค่าด้วยกัน คือ 6.8, 7.3 และ 8.3 ตามลำดับ ซึ่งพีเอชปกติมีค่าอยู่ที่ประมาณ 7.8 ผลการทดลองเป็นดังนี้

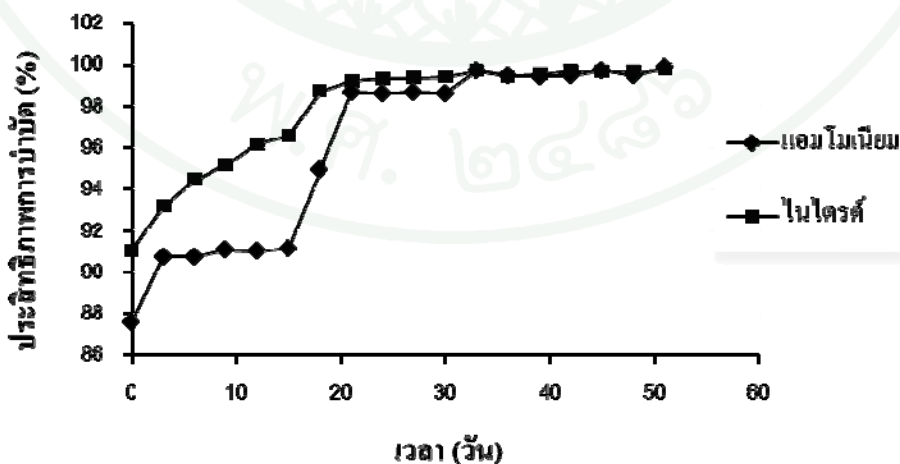
### 1. ผลการวิเคราะห์ประสิทธิภาพในการบำบัด

เมื่อนำเชื้ออนาerobicที่ได้เพาะเลี้ยงขึ้นจากหัวเชื้อตะกอนจุลินทรีย์ (Sludge seed) ที่เก็บมาจากโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขมในถังปฏิกรณ์เอเอสบีอาร์ จากห้องปฏิบัติการภาคทฤษฎีวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ มาทำการเพาะเลี้ยงในแบบจำลองถังปฏิกรณ์เอเอสบีอาร์ ขนาด 3.5 ลิตร โดยกำหนดให้ 1 วัฏจักร เท่ากับ 48 ชั่วโมง ซึ่งประกอบด้วยเติมน้ำเสียเข้า ปริมาตร 1.5 ลิตร นาน 15 นาที ได้ปริมาตรรวม 3 ลิตร ปล่อยให้ระบบทำปฏิกิริยา 47 ชั่วโมง ปล่อยให้ตกตะกอน 25 นาที และระบายน้ำออกปริมาตร 1.5 ลิตร ใช้เวลา 15 นาที ซึ่งในช่วงเวลาเติมน้ำเข้าระบบและช่วงระบายน้ำออกจะเป่าก๊าซผสม (อาร์กอน 95% และคาร์บอนไดออกไซด์ 10%) โคนตลอดเพื่อกำจัดและป้องกันออกซิเจนไม่ให้เข้ามาภายในถังปฏิกรณ์ ทำการเลี้ยงเชื้อจนกระทั่งอยู่ในสภาวะคงตัว สังเกตได้จากลักษณะของเชื้อที่มีสีส้มแดงจัดและมีปริมาณก๊าซเกิดขึ้นในถังกักเก็บ ทำการวัดค่าความเข้มข้นของแอมโมเนียม ไนโตรเจน และไนเตรต ทั้งในน้ำเสียเข้าและน้ำเสียที่ออกจากระบบ พบว่าน้ำเสียที่ป้อนเข้าระบบมีค่าความเข้มข้นของแอมโมเนียมและไนโตรเจนเฉลี่ยเท่ากับ  $208.29 \pm 5.05$  มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร และ  $285.69 \pm 5.72$  มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตรตามลำดับ อัตราส่วนของแอมโมเนียมต่อไนโตรเจนเท่ากับ 1:1.37 ผลการทดลองแสดงในภาคผนวกที่ ก และภาพที่ 11



ภาพที่ 11 การเดินระบบในถังปฏิกรณ์เอเอสบีอาร์

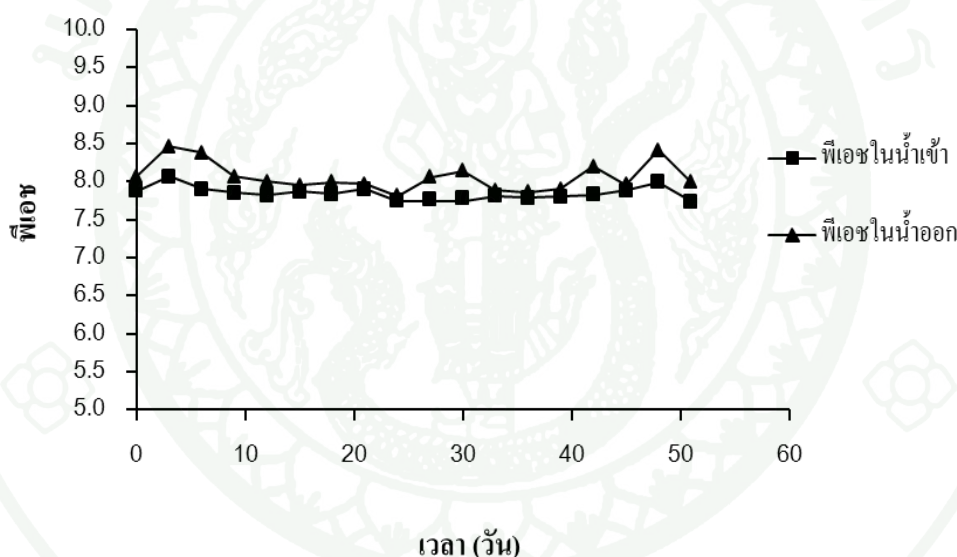
จากภาพที่ 11 พบว่าน้ำเสียที่ออกจากระบบความเข้มข้นของแอมโมเนียและไนโตรคลดลงจนเกือบหมด แสดงว่าจุลินทรีย์อนาโม๊กในระบบสามารถกำจัดแอมโมเนียและไนโตรคได้อย่างสมบูรณ์ อีกทั้งมีไนเตรคเกิดขึ้นมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 39.42 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร ความเข้มข้นของน้ำเข้าและน้ำออกของแอมโมเนียและไนโตรคสามารถนำมาคำนวณหาค่าประสิทธิภาพในการบำบัดของกระบวนการอนาโม๊กได้ ดังแสดงในภาพที่ 12



ภาพที่ 12 ประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียและไนโตรคในถังปฏิกรณ์เอเอสบีอาร์

จากภาพที่ 12 พบว่าในช่วงสองสัปดาห์แรกจะเป็นช่วงปรับตัวของระบบ ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียมและไนไตรต์อยู่ระหว่าง 87.57%–91.14% และ 91.02%–96.57% ตามลำดับ และเมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงที่แล้วประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียมและไนไตรต์มีค่าเท่ากับ  $98.89 \pm 1.34\%$  และ  $99.46 \pm 0.29\%$  ตามลำดับ

ที่สภาวะคงตัวพีเอชของน้ำเสียเข้าและน้ำเสียออกจากระบบในกระบวนการอนาโมอิกมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 7.85 และ 8.06 ตามลำดับ ดังภาพที่ 13 เห็นได้ว่าค่าพีเอชของน้ำออกมีค่าสูงกว่าน้ำเข้าเล็กน้อย เนื่องจากกระบวนการอนาโมอิกมีการใช้ไบคาร์บอเนตไปในกระบวนการบำบัดเป็นผลทำให้พีเอชในน้ำออกมีค่าเพิ่มขึ้นเล็กน้อย ซึ่งดูได้จากสมการมวลสารสัมพันธ์ของกระบวนการอนาโมอิกคังสมการที่ 1 ในบทที่ 2 ของการตรวจเอกสาร



ภาพที่ 13 พีเอชของน้ำเข้าและออกจากระบบ

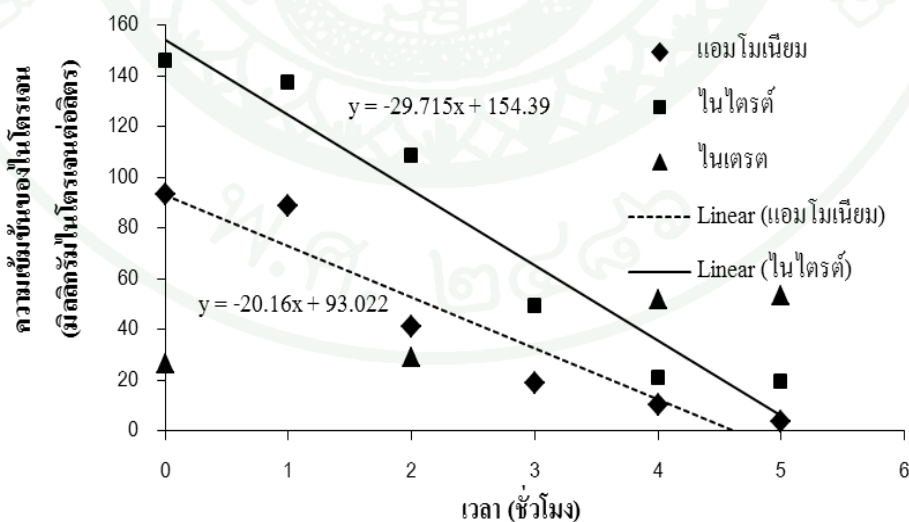
## 2. ผลการวิเคราะห์พีเอช

### 2.1 ผลของพีเอชต่อไคเนติกส์

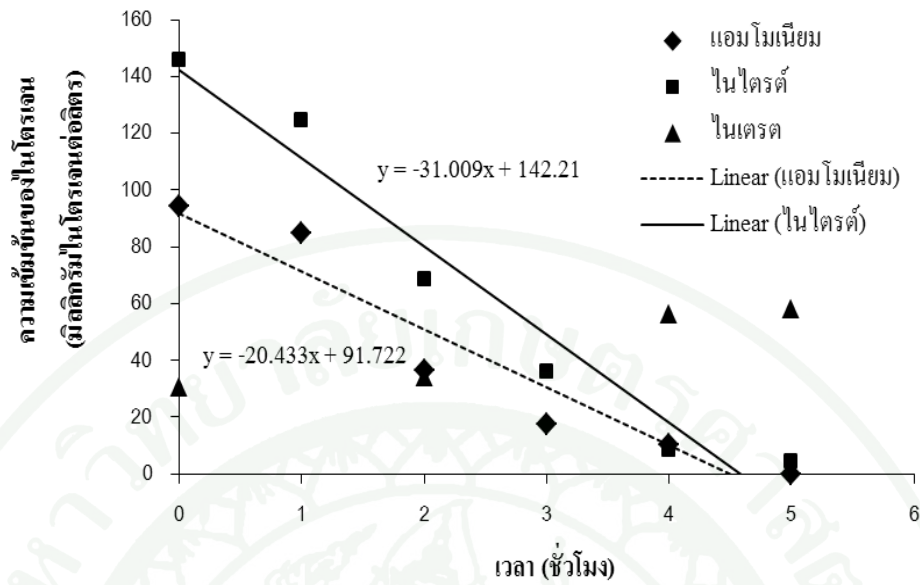
เมื่อทำการเลี้ยงเชื้อจนมีประสิทธิภาพในการกำจัดแอมโมเนียมและไนไตรต์ของเชื้ออนาโมอิกได้ประมาณ 95 เปอร์เซ็นต์ และสามารถทำงานได้ในสภาวะคงตัวที่อัตราความเข้มข้นของ

แอมโมเนียมและไนไตรต์อยู่ที่ 1:1.37 ผลการสังเกตพบว่าตะกอนจุลินทรีย์ในระบบมีสีส้มแดงจึงทำการปรับพีเอชไปที่พีเอช 6.8, 7.3, 7.8 และ 8.3 โดยในแต่ละพีเอชทำการเริ่มเก็บตัวอย่างน้ำจากถังปฏิกรณ์เอเอสปีอาร์ โดยตรงตั้งแต่หลังใส่อาหารเลี้ยงเชื้อนับเป็นชั่วโมงที่ 0 และทำการเก็บตัวอย่างน้ำทุกๆ 1 ชั่วโมง เป็นเวลานาน 5 ชั่วโมง นำผลการตรวจวัดค่าความเข้มข้นของแอมโมเนียม ไนไตรต์ ไนเตรต (มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร) กับระยะเวลา (ชั่วโมง) ที่พีเอชต่างๆ จะได้กราฟดังแสดงในภาพที่ 14-17

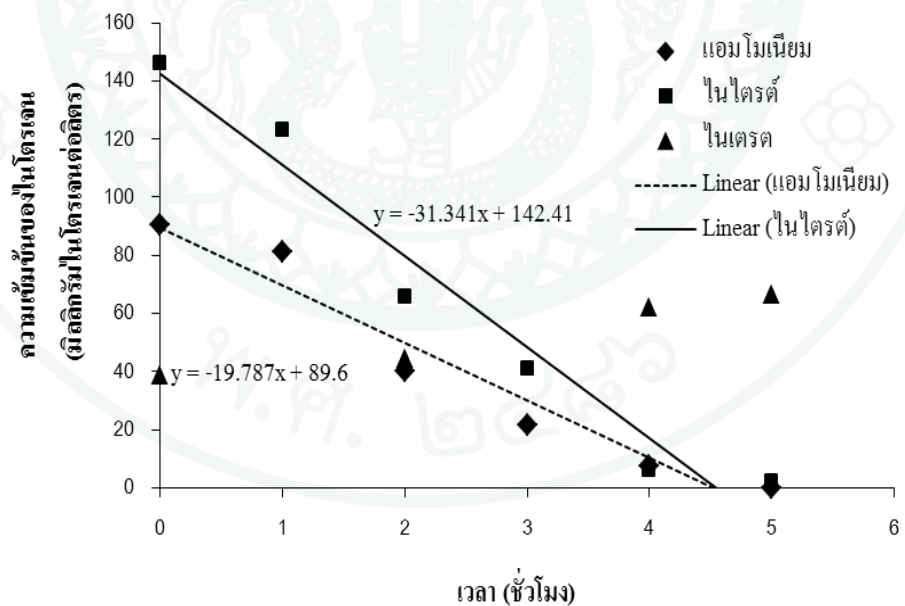
ประสิทธิภาพการทำงานของแบคทีเรียน้ามือกพิจารณาจากการเปลี่ยนแปลงของค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ระหว่างที่ทำการปรับค่าพีเอชต่างๆ พบว่าปริมาณค่าความเข้มข้นของแอมโมเนียมและไนไตรต์มีค่าลดลง และค่าความเข้มข้นของไนเตรตมีค่าเพิ่มขึ้น เนื่องจากการเกิดปฏิกิริยาของแบคทีเรียน้ามือกจะใช้แอมโมเนียมเป็นตัวให้อิเล็กตรอนและใช้ในไนไตรต์เป็นตัวรับอิเล็กตรอน ผลิตภัณฑ์ที่เกิดขึ้น คือ ไนไตรต์ ซึ่งดูได้จากสมการมวลสารสัมพันธ์ของกระบวนการอน้ามือกคังสมการที่ 1 ในบทที่ 2 ของการตรวจเอกสาร ประสิทธิภาพในการกำจัดสารประกอบไนโตรเจนพิจารณาจากปริมาณความเข้มข้นไนโตรเจนที่ลดลงเมื่อเทียบกับปริมาณเชื้อจุลินทรีย์ที่มีในระบบ (มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อมิลลิกรัมเอ็มแอลวีเอสเอส) โดยการคำนวณใช้ผลรวมค่าความชันกราฟของปริมาณแอมโมเนียมและไนไตรต์ ที่ลดลงในระยะเวลา 5 ชั่วโมงต่อปริมาณเอ็มแอลวีเอสเอส



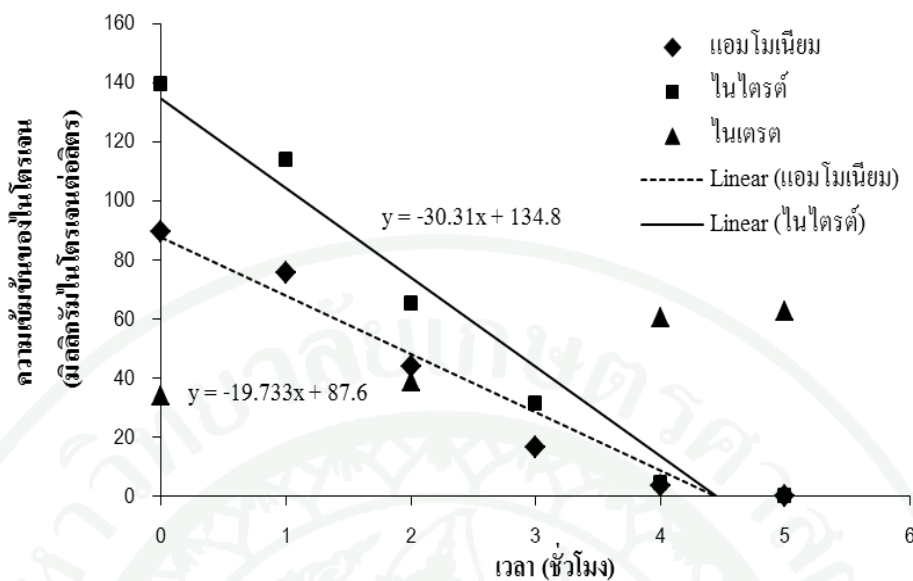
ภาพที่ 14 ความเข้มข้นของแอมโมเนียม ไนไตรต์และไนเตรต ที่พีเอช 6.8 ความเข้มข้นของเอ็มแอลวีเอสเอสเท่ากับ 1,770 มิลลิกรัมต่อลิตร



ภาพที่ 15 ความเข้มข้นของแอมโมเนียม ไนเตรตและไนเตรด ที่พีเอช 7.3 ความเข้มข้นของเอมีนแอลกอฮอล์เท่ากับ 1,750 มิลลิกรัมต่อลิตร



ภาพที่ 16 ความเข้มข้นของแอมโมเนียม ไนเตรตและไนเตรด ที่พีเอช 7.8 ความเข้มข้นของเอมีนแอลกอฮอล์เท่ากับ 1,720 มิลลิกรัมต่อลิตร



ภาพที่ 17 ความเข้มข้นของแอมโมเนียม ไนไตรต์และไนเตรต ที่พีเอช 8.3 ความเข้มข้นของเอ็มแอลวีเอสเอสเท่ากับ 1,650 มิลลิกรัมต่อลิตร

จากภาพที่ 14-17 เห็นได้ว่าความเข้มข้นของแอมโมเนียมและไนไตรต์ลดลงอย่างต่อเนื่องเป็นเส้นตรง (Zero order) แอมโมเนียมและไนไตรต์ถูกใช้หมดภายในเวลา 4 ชั่วโมง โดยที่พีเอช 6.8 อัตราการลดลงของแอมโมเนียมและไนไตรต์ช้ากว่าที่พีเอชอื่นและยังมีไนไตรต์เหลืออยู่ปริมาณเล็กน้อยในชั่วโมงที่ 5 ซึ่งที่พีเอชอื่นๆ หหมดลงในชั่วโมงที่สี่ แสดงว่าพีเอชที่ลดลงมีผลต่ออัตราการกำจัดไนโตรเจนของกระบวนการอนาโมค แต่เมื่อเปรียบเทียบกับผลงานวิจัยของ (Saricheewin *et al*, 2010) พบว่าแอมโมเนียมและไนไตรต์ถูกใช้หมดภายในเวลา 8 ชั่วโมง โดยแอมโมเนียมและไนไตรต์เริ่มถูกใช้ให้เห็นได้ชัดในชั่วโมงที่สาม แต่ในการทดลองนี้แอมโมเนียมและไนไตรต์ถูกใช้หมดภายในเวลา 5 ชั่วโมง โดยแอมโมเนียมและไนไตรต์ถูกใช้ไปตั้งแต่ชั่วโมงที่หนึ่ง สันนิษฐานว่าเกิดจากปริมาณเอ็มแอลวีเอสเอสที่มีมากเนื่องด้วยมีการเลี้ยงเชื้อมาเป็นเวลานานและการเลี้ยงเชื้อแบบเอเอสบีอาร์ไม่มีการนำเอาตะกอนออกจากถังปฏิกรณ์ทำให้ปริมาณเชื้อจุลินทรีย์มีจำนวนมากส่งผลให้แอมโมเนียมและไนไตรต์ถูกใช้หมดเร็วขึ้น และเป็นที่น่าทึ่งกันดีว่าเมื่อปริมาณเอ็มแอลวีเอสเอสมากขึ้นอัตราการกำจัดมีค่าเพิ่มสูงขึ้นแปรผันตรงกับปริมาณเอ็มแอลวีเอสเอส (ศิริพร, 2551) ผลการศึกษาพบว่าประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนในหน่วยกรัมไนโตรเจนต่อกรัมเอ็มแอลวีเอสเอสต่อวันที่พีเอช 6.8, 7.3, 7.8 และ 8.3 แสดงดังตารางที่ 7

ตารางที่ 7 ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนที่พีเอชต่างๆ

พีเอช	เอ็มแอลวีเอสเอส (มก./ลิตร)	อัตราการกำจัดไนโตรเจน (กรัมไนโตรเจน/ลิตร-วัน)	อัตราการกำจัดไนโตรเจน จำเพาะสูงสุด (กรัมไนโตรเจน/ กรัมเอ็มแอลวีเอสเอส-วัน)
6.8	1,770	1.20	0.68
7.3	1,750	1.23	0.70
7.8	1,720	1.23	0.72
8.3	1,650	1.20	0.73

จากตารางที่ 7 ผลการทดลองที่พีเอชต่างๆ พบว่าค่าอัตราการกำจัดไนโตรเจนจำเพาะมีแนวโน้มลดลงเมื่อพีเอชมีค่าลดลง โดยที่พีเอช 6.8 มีค่าน้อยที่สุด แต่เมื่อเปรียบเทียบค่าในทุกๆ พีเอชแล้วนั้นค่าที่ได้อาจไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ สันนิษฐานว่าเกิดจากน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีบัฟเฟอร์คอยรักษาพีเอชให้คงที่ และสารที่ใช้ในการปรับพีเอชเป็นบัฟเฟอร์เช่นกัน จากการทดลองของ (Strous *et al.*, 1999) แบคทีเรียอนาโมคทำงานได้ดีที่พีเอชที่อยู่ในช่วง 6.7-8.3 และค่าพีเอชที่เหมาะสมสำหรับกระบวนการ อนาโมค คือ 8 เช่นเดียวกับ (Dosta *et al.*, 2008) ที่พบว่าช่วงของพีเอชมีผลต่อกิจกรรมของกระบวนการอนาโมค สิ่งที่สำคัญ คือ ควบคุมพีเอชไม่ให้ต่ำกว่า 6.5 พีเอชที่สูงจะทำให้กิจกรรมของอนาโมคสูงขึ้นด้วย พีเอชที่เหมาะสมที่สุด คือ 8 และเป็นไปในทางเดียวกับงานวิจัยของ (Egli *et al.*, 2001) ซึ่งพบว่ากิจกรรมของกระบวนการอนาโมคสูงสุดที่พีเอช 7.5 และ 8 ส่วนที่พีเอช 7 เกิดก๊าซไนโตรเจนมากที่สุด แต่ที่พีเอช 6 และ 6.5 พบว่าความเข้มข้นของแอมโมเนียมและไนไตรต์ยังคงอยู่และไม่มีไนเตรตและก๊าซไนโตรเจนเกิดขึ้น แสดงให้เห็นว่าจากงานวิจัยของท่านอื่นหากพีเอชมีค่าลดลงน้อยกว่า 7 ลงมา ส่งผลต่อกิจกรรมของอนาโมค ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยนี้ที่พีเอช 6.8 กิจกรรมของกระบวนการอนาโมคเริ่มลดลงได้จากกราฟดังภาพที่ 14 และอัตราการกำจัดไนโตรเจนจำเพาะสูงสุดมีค่าน้อยที่สุด จากการทดลองพบว่าค่าอัตราการกำจัดไนโตรเจนจำเพาะสูงสุดของแบคทีเรียอนาโมคในถังปฏิกรณ์เอเอสบีอาร์ที่พีเอชปกติ คือ 7.8 เมื่อนำมาเปรียบเทียบกับการศึกษาของผู้วิจัยอื่นๆ ดังแสดงในตารางที่ 8 พบว่ามีค่าสูงกว่างานวิจัยของท่านอื่นๆ ทั้งนี้เนื่องจากการทดลองอื่นๆ มักทำการทดลองหาค่า Specific anammox activity โดยนำแบคทีเรียอนาโมคออกจากถังปฏิกรณ์และทำการทดลองในหลอดทดลองขนาดเล็ก การเคลื่อนย้ายแบคทีเรียอนาโมคออกจากถังปฏิกรณ์นี้มีผลรบกวนต่อการทำงานของแบคทีเรียเป็นอย่างมากเนื่องจากแบคทีเรียอนาโมคมีความอ่อนไหวต่อออกซิเจน เมื่อสัมผัส

กับอากาศก็จะถูกยับยั้งการทำงานชั่วคราว และต้องใช้ระยะเวลาหนึ่งในการปรับตัวสู่สภาวะเดิม ดังนั้นจึงอาจส่งผลทำให้ค่า Specific anammox activity ที่วัดได้มีค่าน้อยกว่าที่ควรจะเป็น ซึ่งในการทดลองนี้จึงทำการทดลองโดยการเก็บตัวอย่างออกจากถังปฏิกรณ์เอเอสปีอาร์โดยตรง เพื่อไม่ให้เกิดการรบกวนต่อการทำงานของแบคทีเรียอนาม็อก

ตารางที่ 8 ค่า Specific anammox activity

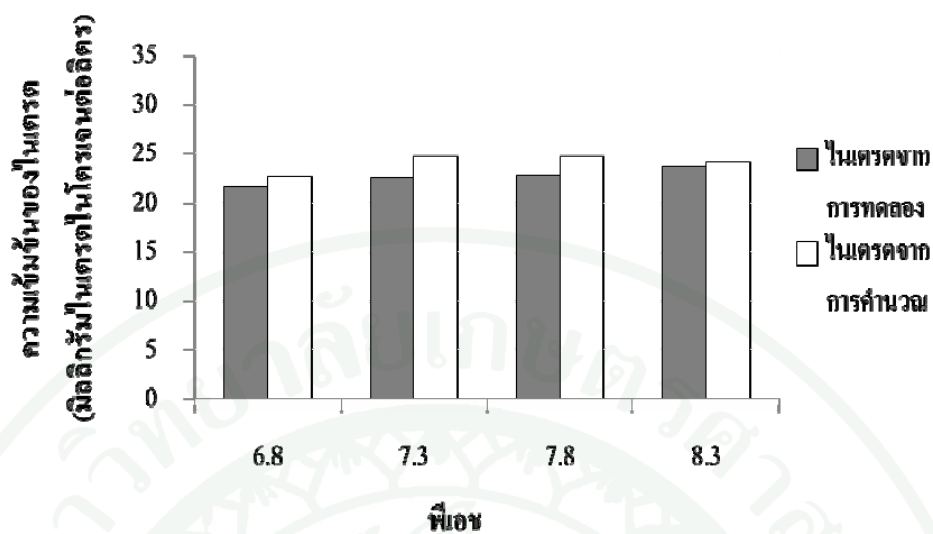
ถังปฏิกรณ์	ค่าภาระ			อัตราการกำจัด	
	บรรทุก ไนโตรเจน (ก.น/ล.-วัน)	แอมโมเนียม (ก.น/ล.)	ไนไตรต์ (ก.น/ล.)	ไนโตรเจน จำเพาะสูงสุด (ก.น/ก. VSS-วัน)	อ้างอิง
เอเอสปีอาร์	0.4	0.4	0.4	0.4	Fernandez <i>et al.</i> (2010)
เอเอสปีอาร์	-	0.13-0.14	0.16-0.17	0.28	Vazquez-Padin <i>et al.</i> (2009)
เอเอสปีอาร์ <sup>c</sup>	0.75	0.375	0.375	0.44 <sup>a</sup>	Depena-Mora <i>et al.</i> (2004b)
เอเอสปีอาร์ <sup>c</sup>	0.98	0.4	0.58	0.6	Noophan <i>et al.</i> (2009)
เอเอสปีอาร์ <sup>c</sup>	0.17	0.74	0.98	0.6	Noophan <i>et al.</i> (2008)
เอเอสปีอาร์	0.10	0.2	0.2	0.43	ลิลลดา (2551)
เอเอสปีอาร์	0.24	0.21	0.27	0.72	การศึกษาคั้งนี้

หมายเหตุ <sup>a</sup> Biomass expressed as total suspended solids (TSS)

<sup>b</sup> Specific ammonium optake rate in nitrification process (gNH<sub>4</sub>-N/gVSS-d)

<sup>c</sup> Flushing in reactor with Ar 95% + CO<sub>2</sub> 5% gas

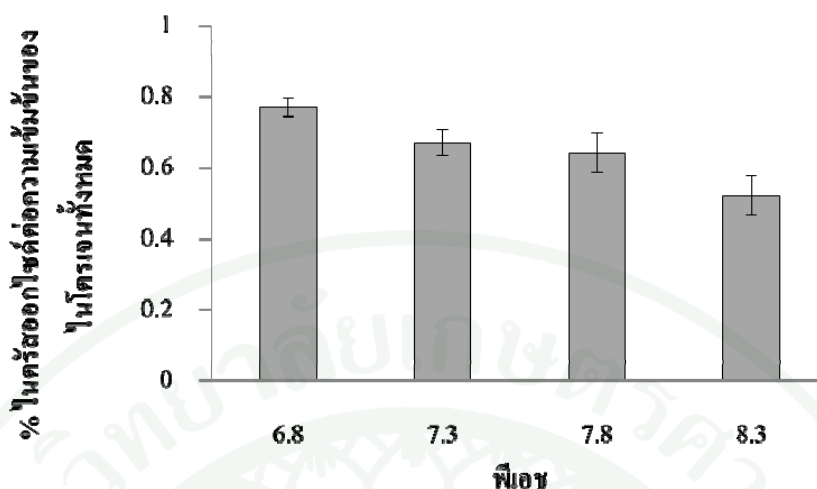
จากสมการที่ 1 ในบทที่ 2 ของการตรวจเอกสาร ซึ่งเป็นสมการมวลสารสัมพันธ์ของกระบวนการอนาม็อก พบว่าเกิดไนเตรตขึ้นมาในระบบ สามารถคำนวณหาปริมาณไนเตรตที่เกิดขึ้นในสมการได้จากปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดที่ถูกใช้ไป (ปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดที่มีในระบบลบด้วยปริมาณไนโตรเจนที่เหลือ) คูณด้วย 0.105 (Wantawin *et al.*, 2008) นำค่าที่ได้มาเปรียบเทียบกับปริมาณไนเตรตที่วิเคราะห์ได้จากน้ำออกที่ไม่มีการดึงตะกอนออกจากระบบ แสดงดังภาพที่ 18 พบว่าปริมาณไนเตรตจากการคำนวณมีค่ามากกว่าไนเตรตในน้ำออกที่ได้จากการทดลองในทุกพีเอช



ภาพที่ 18 เปรียบเทียบอัตราการเกิดไนเตรตในน้ำออกจากการทดลองกับไนเตรตที่เกิดจากการคำนวณของกระบวนการอนาม็อก

## 2.2 ผลของพีเอชต่อปริมาณไนโตรสออกไซด์

เมื่อทำการเลี้ยงเชื้อจนอยู่ในสภาวะคงตัวที่อัตราส่วนของแอมโมเนียมต่อไนไตรต์เท่ากับ 1:1.37 แล้วทำการปรับค่าพีเอช 3 ค่าด้วยกันเหมือนกับขั้นตอนการศึกษาโคเนติกส์ จากนั้นทำการเก็บก๊าซที่เกิดขึ้นไปทำการวัดด้วยเครื่อง GC-MS ทุกวัน โดยรอบของการเก็บก๊าซคือหลังจากการให้อาหารไปแล้ว 23 ชั่วโมง ผลของปริมาณไนโตรสออกไซด์ที่เกิดขึ้นในกระบวนการอนาม็อกคิดเป็นเปอร์เซ็นต์ต่อความเข้มข้นของไนโตรเจนทั้งหมด แสดงดังภาพที่ 19



ภาพที่ 19 เปอร์เซ็นต์ไนตรัสออกไซด์ต่อความเข้มข้นของไนโตรเจนทั้งหมดที่เกิดขึ้นในกระบวนการอนาโม๊กของแต่ละพีเอช

จากภาพที่ 19 พบว่าเปอร์เซ็นต์การปลดปล่อยไนตรัสออกไซด์มีค่าเพิ่มมากขึ้นเมื่อพีเอชลดต่ำลง โดยที่พีเอช 6.8 เปอร์เซ็นต์ไนตรัสออกไซด์มีค่าสูงสุด ด้วยเหตุที่พีเอชมีผลต่อกิจกรรมของกระบวนการอนาโม๊ก พีเอชที่ต่ำมีผลทำให้อัตราการบำบัดลดลงจึงส่งผลให้ปริมาณไนตรัสออกไซด์ที่พีเอช 6.8 มีค่าสูงที่สุด ซึ่งเป็นไปในทิศทางเดียวกันกับค่าอัตราการกำจัดไนโตรเจนจำเพาะสูงสุด เมื่อค่าอัตราการกำจัดไนโตรเจนจำเพาะสูงสุดมีค่าน้อยเปอร์เซ็นต์ไนตรัสออกไซด์จะมีค่ามาก (Kampschreur *et al.*, 2008b) สันนิษฐานว่าจากกลไกการเกิดไนตรัสออกไซด์ในกระบวนการอนาโม๊กที่ได้กล่าวมาแล้วในบทที่ 2 เมื่อไนไตรต์ถูกรีดิวซ์ไปเป็นไฮดรอกซิลามีน โดยมี  $\text{HNO}_2$  เป็นซับสเตรทในปฏิกิริยาเคมีหรือชีวภาพส่งผลให้ผลิตภัณฑ์เกิดเป็นไนตรัสออกไซด์ขึ้น ทั้งนี้หากพีเอชลดลงทำให้  $\text{HNO}_2$  ที่ทำหน้าที่เป็นซับสเตรทเพิ่มมากขึ้น และพีเอชที่ต่ำมีผลต่อแอมโมเนียในระบบ โดยทำให้แอมโมเนียเปลี่ยนไปเป็นแอมโมเนียอิสระได้น้อยลง ดังนั้นที่พีเอชต่ำจึงเป็นผลทำให้แอมโมเนียซึ่งเป็นตัวให้อิเล็กตรอนมีปริมาณน้อยส่งผลต่ออัตราส่วนของตัวให้อิเล็กตรอนต่อตัวรับอิเล็กตรอนต่ำลง ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของ (Firestone *et al.*, 1979; Henze *et al.*, 1997) ซึ่งพบว่าในกระบวนการดีไนตริฟิเคชันเมื่ออัตราส่วนของซีโอดีต่อไนโตรเจนที่ต่ำ ส่งผลกระทบบำให้มีการผลิตไนตรัสออกไซด์ขึ้น และที่พีเอชน้อยกว่า 7 จะส่งผลกระทบบต่อผลิตภัณฑ์ที่เกิดขึ้น โดยจะทำให้อัตราส่วนของไนตรัสออกไซด์ต่อไนโตรเจนสูงขึ้น และ (Thorn and Sorensson, 1996; Hanaki *et al.*, 1992) ทำการศึกษาถึงกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน พบว่าการ

เปลี่ยนแปลงของพีเอชมีความสัมพันธ์กับปริมาณไนตรัสออกไซด์เมื่อพีเอชลดลงเปอร์เซ็นต์การปลดปล่อยไนตรัสออกไซด์เพิ่มสูงขึ้น โดยไม่พบการสะสมของไนตรัสออกไซด์ที่พีเอชมากกว่า 6.8 แต่พบไนตรัสออกไซด์มากที่สุดเมื่อค่าพีเอชอยู่ระหว่าง 5-6 กระบวนการอนาโมอิกก็เช่นเดียวกัน (Jetten *et al.*, 1997) พบว่าช่วงค่าพีเอชที่เหมาะสมต่อจุลินทรีย์ ในกระบวนการอนาโมอิกอยู่ในช่วง 7 - 8.5 ค่าพีเอชที่ต่ำกว่าค่ากำหนดต่ำสุด (พีเอช 7) อาจทำให้เกิดไนตรัสออกไซด์แทนที่จะเกิดก๊าซไนโตรเจนเพียงอย่างเดียว ซึ่งทำให้ประสิทธิภาพของกระบวนการลดลงจากการทดลองที่พบว่าเมื่อพีเอชลดลงทำให้เกิดไนตรัสออกไซด์มากขึ้น

เมื่อเปรียบเทียบกับเปอร์เซ็นต์ไนตรัสออกไซด์กับงานวิจัยท่านอื่นดังตารางที่ 4 พบว่ามีค่าใกล้เคียงกับงานวิจัยของ (Joss *et al.*, 2009; Kampschreur *et al.*, 2008(b)) ซึ่งศึกษาการบำบัดน้ำเสียด้วยกระบวนการอนาโมอิกเช่นเดียวกันค่าเปอร์เซ็นต์ไนตรัสออกไซด์ที่วัดได้ต่อความเข้มข้นของไนโตรเจนทั้งหมดมีค่าประมาณ 0.6 % โดยในงานวิจัยนี้ค่าเปอร์เซ็นต์ไนตรัสออกไซด์ที่วัดได้อยู่ในช่วง (0.5-0.7 %) ซึ่งเป็นค่าที่ไม่แตกต่างกัน แต่ในงานวิจัยของ (Strous *et al.*, 1998) ที่ตรวจพบเปอร์เซ็นต์ไนตรัสออกไซด์ในปริมาณที่น้อยมากเพียง 0.03-0.06 % คาดว่ามีผลเนื่องมาจากระดับความเข้มข้นของไนไตรต์ที่เริ่มต้นในการเดินระบบมีค่าที่ต่ำกว่ามาก (63 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร) ส่งผลต่อปริมาณการปลดปล่อยไนตรัสออกไซด์ดังที่ (Foley *et al.* 2010; Kampschreur *et al.*, 2009) ที่ได้ทำการรวบรวมข้อมูลงานวิจัยทั้งการวิเคราะห์ในระดับห้องปฏิบัติการและระบบบำบัดน้ำเสียจริงพบว่าตัวแปรสำคัญในการเดินระบบที่ทำให้เกิดการปลดปล่อยไนตรัสออกไซด์ในระบบบำบัดน้ำเสียคือ การเพิ่มความเข้มข้นของไนไตรต์ทั้งในปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน ซึ่งในการทดลองนี้ทำการเลี้ยงเชื้อด้วยความเข้มข้นของไนไตรต์ที่ 273 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร ตั้งแต่เริ่มต้นเดินระบบมาเป็นเวลานาน เป็นผลให้เปอร์เซ็นต์การปลดปล่อยไนตรัสออกไซด์มีค่าสูงกว่ามาก จากผลการทดลองทำให้ทราบว่า กระบวนการอนาโมอิกมีการปลดปล่อยไนตรัสออกไซด์จากกระบวนการบำบัดและพีเอชมีผลต่อปริมาณการปลดปล่อยไนตรัสออกไซด์ แต่อย่างไรก็ตามจากการวิจัยของ (Mao *et al.*, 2006) พบว่ามีการปลดปล่อยไนตรัสออกไซด์ 8.6%-16.1% ในสภาวะที่มีอากาศ และ 0-0.05% ในสภาวะไม่มีอากาศ แสดงให้เห็นว่าสภาวะที่มีอากาศ คือ ที่มาหลักของการปล่อยก๊าซไนตรัสออกไซด์จากระบบ จึงทำให้ทราบว่ากระบวนการบำบัดน้ำเสียไม่ว่าจะเป็นทั้งแบบใช้อากาศและไม่ใช้อากาศในกระบวนการบำบัดล้วนก่อให้เกิดก๊าซไนตรัสออกไซด์ด้วยกันทั้งนั้นซึ่งเป็นปัญหามลพิษทางน้ำที่ก่อให้เกิดผลกระทบต่อสภาพแวดล้อมในชั้นบรรยากาศ ซึ่งถือเป็นก๊าซมลพิษที่สำคัญในส่วนของก๊าซเรือนกระจก ฉะนั้นสมควรที่จะทำการวิจัยเพื่อลดและควบคุมปัจจัยที่มีผลต่อปริมาณการปลดปล่อยก๊าซเรือนกระจกจากกระบวนการบำบัดน้ำเสีย

โดยการออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียและการเดินระบบอาจเป็นปัจจัยที่ช่วยทำให้การเกิดไนตรัสออกไซด์น้อยลง เช่น อัตราการรีไซเคิลสูง ขนาดถังปฏิกรณ์ที่ใหญ่ ระยะเวลาที่เก็บสลัดจ์นาน เป็นต้น ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับประเภทของระบบบำบัดน้ำเสีย (Foley *et al.*, 2010)



## สรุปและข้อเสนอแนะ

### สรุป

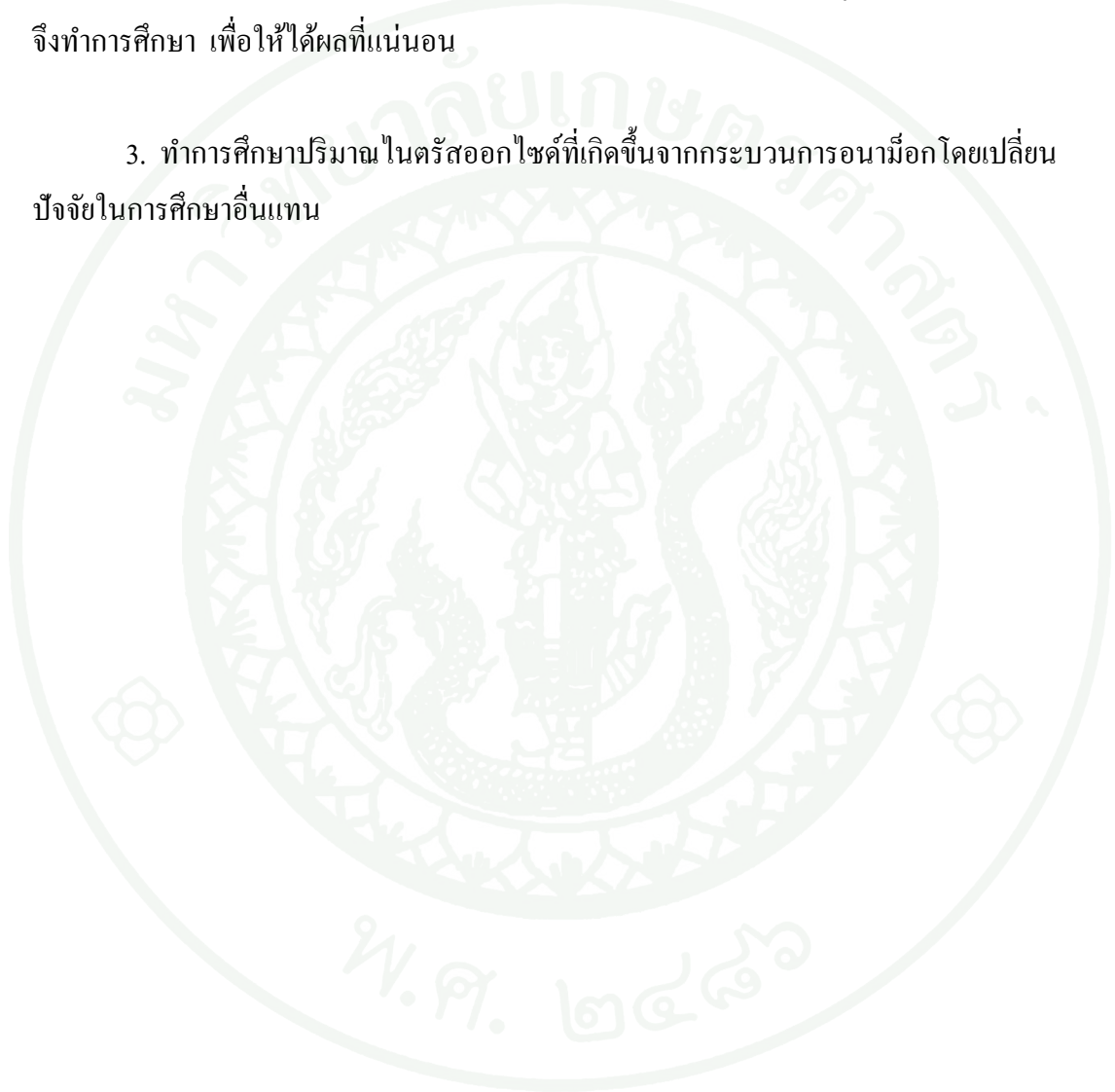
แบคทีเรียรณามือกที่ได้อุณหภูมิเลี้ยงในถังปฏิกรณ์เอเอสปีอาร์ ขนาด 3.5 ลิตร และมีค่าเอชอาร์ทีเท่ากับ 48 ชั่วโมง ป้อนน้ำเสียที่มีค่าแอมโมเนียมและไนโตรเจนเท่ากับ 208.29 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร และ 285.69 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร ตามลำดับ อัตราส่วนของแอมโมเนียมต่อไนโตรเจนเท่ากับ 1:1.37 เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงที่ พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดแอมโมเนียมและไนโตรเจน เท่ากับ 98.89% และ 99.46% ตามลำดับ

เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงที่แล้วทำการเปลี่ยนเอชอาร์ทีเป็น 24 ชั่วโมง หลังจากการให้บัพเฟอร์เพื่อทำการปรับพีเอชในการศึกษาโคเนคส์ของกระบวนการรณามือกของแต่ละพีเอชที่พีเอช 6.8, 7.3, 7.8 และ 8.3 พบว่า ค่าอัตราการกำจัดไนโตรเจนจำเพาะสูงสุด เท่ากับ 0.68, 0.70, 0.72 และ 0.73 กรัมไนโตรเจนต่อกรัมเอ็มแอลวีเอสเอสต่อวัน ตามลำดับ

ในการศึกษาถึงผลของพีเอชต่อปริมาณไนตรัสออกไซด์ที่เกิดขึ้น โดยรอบที่ทำการเก็บก๊าซไปวัดคือ 23 ชั่วโมงหลังจากการให้อาหาร ในแต่ละพีเอชที่พีเอช 6.8, 7.3, 7.8 และ 8.3 พบว่ามีไนตรัสออกไซด์เกิดขึ้นปริมาณที่เกิดขึ้นคิดเป็นเปอร์เซ็นต์ไนตรัสออกไซด์ต่อความเข้มข้นของไนโตรเจนทั้งหมดมีค่าเท่ากับ 0.77%, 0.67%, 0.64% และ 0.52% ตามลำดับ ที่พีเอช 6.8 มีค่าปริมาณไนตรัสออกไซด์สูงที่สุดเมื่อเปรียบเทียบกับพีเอชอื่นที่ทำการทดลอง

### ข้อเสนอแนะ

1. ทำการศึกษาโดยใช้น้ำเสียจริงในการทดลอง เช่น น้ำเสียอุตสาหกรรม
2. ควรทำการทดลองในแต่ละพีเอชโดยเลี้ยงแบคทีเรียที่พีเอชนั้นๆ อย่างน้อย 1 เดือน แล้วจึงทำการศึกษา เพื่อให้ได้ผลที่แน่นอน
3. ทำการศึกษาปริมาณไนโตรเจนออกไซด์ที่เกิดขึ้นจากกระบวนการน้ามือกโดยเปลี่ยนปัจจัยในการศึกษาอื่นแทน



## เอกสารและสิ่งอ้างอิง

ประหยัด ชิตทอง, จินตนา คิชฐแย้ม, ปราโมทย์ พิณพิมาย, ชนินทร์ ยาระณะ, สักวาล สาโยธา และ จูรีรัตน์ ชีพิตร. 2544. **ก๊าซเรือนกระจก**. สถาบันการแปลหนังสือ กรมวิชาการ, กรุงเทพฯ. แปลจาก UNEP, Nairobi (Kenya). **The Greenhouse gases. UNEP/GEMS Environment Library No. 1**. ERIC Clearinghouse, Washington, D.C.

ชนพงศ์ โพธิ์แท่น. 2541. บทนำ การควบคุมก๊าซเรือนกระจกเพื่อสิ่งแวดล้อมโลก, น. 1–21. ใน **รายงานการประชุมสัมมนาวิชาการของมหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ (โครงการสหวิทยาการบัณฑิตศึกษา สาขาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม)**. มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์, กรุงเทพฯ.

ลิลลดา วาธานานันท์, 2551. ผลของความเค็มต่อจุลินทรีย์กลุ่มออโตโทรฟิในτριฟายต์ในการกำจัดแอมโมเนีย. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท, มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระเจ้าเกล้าธนบุรี.

ศิริพร ศรีพิบูล. 2551. การศึกษาเพื่อคัดเลือกเชื้อจุลินทรีย์ด้วยกระบวนการออกซิเดชันแอมโมเนียในสภาพไร้อากาศ(อนาโมกซ์). วิทยานิพนธ์ปริญญาเอก, มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.

APHA, AWWA and WEF. 2005. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21 ed. American Public Health Association, Washington, DC., USA.

Czepiel, P., E. Douglas, R. Harriss and P. Crill. 1996. Measurements of N<sub>2</sub>O from Composted Organic Wastes. **Environ. Sci. Technol.** 30(8): 2519–2525.

Depenna-Mora, A., B. Arrojo, J.L. Campos, A. Mosquera-Corral and R. Mendez. 2004a. Improvement of the settling properties of Anammox sludge in an SBR. **J. Chem. Technol. Biotechnol.** 79: 1417–1420.

- Dapena-Mora, A., J.L. Campos, A. Mosquera-Corral, M.S.M. Jetten and R. Mendez. 2004b. Stability of the anammox process in a gas-lift reactor and a SBR. **J. Biotechnol.** 110: 159–170.
- Dapena-Mora, A., I. Fernandez, J.L. Campos, A. Mosquera-Corral, R. Mendez and M.S.M. Jetten. 2007. Evaluation of the activity and inhibition effects on Anammox process by batch tests based on the nitrogen gas production. **Enzyme Microb. Technol.** 40: 859–865.
- De bruyn, A., P. Raeymaekers, K. Mendelbaum, L.A. Sandkuijl, G. Raes, V. Delvenne, D. Hirsch, L. Staner, J. Mendlewicz and C. van Broeckhoven. 1994. Linkage analysis of bipolar illness with X-chromosome DNA markers: a susceptibility gene in Xq27-q28 cannot be excluded. **Am J Med Genet.** 54(4): 411–419.
- Dong, X. and E.W. Tollner. 2003. Evaluation of anammox and denitrification during anaerobic digestion of poultry manure. **Bioresour. Technol.** 86: 139–145.
- Dosta, J., I. Fernándezb, J.R. Vázquez-Padínb, A. Mosquera-Corralb, J.L. Camposb, J. Mata-Álvarez and R. Méndezb. 2008. Short- and long-term effects of temperature on the Anammox process. **J Hazaed Mater.** 154: 688–693.
- Egli, K., U. Fanger, P.J.J. Alvarez, H. Siegrist, J.R. van der Meer and A.J.B. Zehnder. 2001. Enrichment and characterization of an anammox bacterium from a rotating biological contactor treating ammonium-rich leachate. **Arch. Microbiol.** 175: 198–207.
- Fernández, I., J. Dosta, C. Fajardo, J.L. Campos, A. Mosquera-Corral and R. Méndez. 2010. Short- and long-term effects of ammonium and nitrite on the Anammox process. **J. Environ Manage.** 1–5.

- Firestone, M.K., M.S. Smith, R.B. Firestone and J.M. Tiedje. 1979. The Influence of Nitrate, Nitrite, and Oxygen on the Composition of the Gaseous Products of Denitrification in Soil. **Soil Sci. Soc. Am. J.** 43: 1140–1144.
- Foley, J., D. de Haas, Z. Yuan and P. Lant. 2010. Nitrous oxide generation in full-scale biological nutrient removal wastewater treatment plants. **Water Res.** 44: 831–844.
- Fujii, T., I. H. Sugino, J. D. Rouse and K. Furukawa. 2002. Characterization of the microbial community in an anaerobic ammonium-oxidizing biofilm cultured on a nonwoven biomass carrier. **J. Biosci Bioeng.** 94(5): 412–418.
- Gray, D. E. 2004. **Doing Research in the Real World.** SAGE Publications, London.
- Guyen, D., K. van de Pas-Schoonen, M.C. Schmid, M. Strous, M.S.M. Jetten, S. Sozen, D. Orhon and I. Schmidt. 2004. Implementation of the Anammox process for improved nitrogen removal. **J. Environ Sci Heal A.** 39 (7): 1729–1738.
- Hanaki, K., Z. Hong and T. Matsuo. 1992. Production of nitrous oxide gas during denitrification of wastewater. **Water Sci. Technol.** 26 (5–6): 1027–1036.
- Helmer, C., C. Tromm, A. Hippen, K-H. Rpsenwinkel, C.F. Seyfried and S. Kunst. 2001. Single stage biological nitrogen removal by nitrification and anaerobic ammonium oxidation in biofilm system. **Water Sci. Technol.** 43 (1): 311–320.
- Henze, M., P. Harremoes, J. la Cour Janssen and E. Arvin. 1997. **Wastewater Treatment : biological and chemical process.** 2<sup>nd</sup> ed Springer, Berlin.

- Hooper, A. B. 1968. A nitrite-reducing enzyme from *Nitrosomonas europaea* Preliminary characterization with hydroxylamine as electron donor . **Biochimicaet Biophysica Acta**. 162(1): 49–65.
- IPCC. 2001. **Climate Change 2001: the Scientific Basis**. Cambridge University Press.
- Jetten, M.S.M., S. Hom and M.C.M. van Loosdrecht. 1997. Towards a more sustainable municipal wastewater treatment system. **Water Sci. Technol.** 35 (9): 171–180.
- Jetten, M. S. M., M. Strous, K.T. van de Ps-Schoonen, J. Schalk, U.G.J.M. van Dongen, A.A. van de Graaf, S. Logemann, G. Muyzer, M.C.M. van Loosdrecht and J.G. Kuenen. 1999. The anaerobic oxidation of ammonium. **FEMS Microbiol. Rev.** 22 (5): 421–437.
- Jetten, M.S.M., M. Wagner, J. Fuerst, M.C.M. van Loosdrecht, G.J. Kuenen and M.Strous. 2001. Microbiology and application of the anaerobic ammonium oxidation (anammox) process. **Curr Opin Biotech.** 12: 283–288.
- Joss, A., D. Salzgeber, J. Eugster, R. Konig, K. Rottermann, S. Burger, P. Fabijan, S. Leumann, J. Mohn and H. Siegrist. 2009. Full-Scale Nitrogen Removal from Digester Liquid with Partial Nitrification and Anammox in One SBR. **Environ. Sci. Technol.** 43(14): 5301–5306.
- Kampschreur, M.J., N.C.G Tan, C. Picioreanu, M.S.M. Jetten, I. Schmidt and M.C.M. Van Loosdrecht. 2006. Role of nitrogen oxides in the metabolism of ammonia-oxidizing bacteria. **Biochem. Soc. Trans.** 34(1): 179–181.
- Kampschreur, M. J., C. Picioreanu, N. Tan, R. Kleerebezem, M. S.M. Jetten and M.C.M. van Loosdrecht. 2007. Unraveling the Source of Nitric Oxide Emission during Nitrification. **Water Environ Res.** 79(13): 2499–2509.

- Kampschreur, M.J., N.C.G. Tan, R. Kleerebezem, C. Picoreanu, M.S.M. Jetten and M.C.M. van Loosdrecht. 2008a. Effect of dynamic process conditions on nitrogen oxides emission from a nitrifying culture. **Environ. Sci. Technol.** 42(2): 429–435.
- Kampschreur, M.J., W. R. L. van der Star, H. A. Wiolders, J. W. Mulder, M.S.M. Jetten and M. C. M. van Loosdrecht. 2008b. Dynamics of nitric oxide and nitrous oxide emission during full-scale reject water treatment. **Water Res.** 42(3): 812–826.
- Kampschreur, M.J., H. Temmink, R. Kleerebezem, M.S.M. Jetten and M.C.M. van Loosdrecht. 2009. Nitrous oxide emission during wastewater treatment. **Water Res.** 43: 4093–4103.
- Kartal, B., L. van Niftrik, O. Sliekers, M.C. Schmid, I. Schmidt, K. van de Pas-Schoonen, I. Cirpus, W. van der Star, M. van Loosdrecht and W. Abma, et al. 2004. Application, eco-physiology and biodiversity of anaerobic ammonium-oxidizing bacteria. **Reviews in Environmental Science & Bio/Technol.** 3: 255–264.
- Kartal, B., M.M.M. Kuypers, G. Lavik, J. Schalk, H.J.M. Op Den Camp, M.S.M. Jetten and M. Strous. 2007. Anammox bacteria disguised as denitrifiers: nitrate reduction to dinitrogen gas via nitrite and ammonium. **Environ Microbiol.** 9(3): 635–642.
- Kuypers, M.M., A.O. Sliekers, G. Lavik, M. Schmid, B.B. Jorgensen, J.G. Kuenen, J.S. Sinninghe Damste, M. Strous and M.S.M. Jetten. 2003. Anaerobic Ammonium Oxidation by Anammox Bacteria in Black Sea. **Nature.** 422 (6932): 575–6.

- Magnaye, F. A., P.D. Gaspillo, J.L. Aurensenia, M.J. Kampschreur, R. Kleerebezem and M. Van Loosdrecht. 2008. Nitrous and Nitric Oxides and the Effect of Oxygen Level and Nitrite Concentration on its Emission from Nitritation and Nitrification-Denitrification Reactors, pp. 947–950. In **The 2nd International Conference on Bioinformatics and Biomedical Engineering (iCBBE)**. Institute of Electrical and Electronics Engineers, Shanghai.
- Mao, J., X.Q. Jiang, L.Z. Yang, J. Zhang, Q.Y. Qiao, C.D. He and S.X. Yin. 2006. Nitrous Oxide Production in a Sequence Batch Reactor Wastewater Treatment System Using Synthetic Wastewater. **Soil Science Society of China**. 16(4): 451–456.
- Mulder A., A.A. van de Graaf, L.A. Robertson and J.G. Kuenen. 1995. Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor. **FEMS Microbiol. Ecol.** 16: 177–184.
- Noophan, P., C. Wantawin, S. Sripiboon, S. Sirivitayaprakorn and M. Damrongsri. 2008. Nitrogen removal by autotrophic ammonium oxidizing bacteria enrichment under anaerobic condition. **Songklanakarin Journal of Science and Technology**. 30: 659–665.
- Noophan, P., S. Sripiboon, M. Damrongsri and J. Munakata-Marr. 2009. Anaerobic ammonium oxidation by *Nitrosomonas* spp. and anammox bacteria in a sequencing batch reactor. **J. Environ Manage.** 90: 967–972.
- Saricheewin, K., S. Sirivitayaprakorn, P. L. Noophan, C. Wantawin, S. Techkarnjanaruk and J. Munakata-Marr. 2010. Nitrogen removal of anammox cultures under different enrichment condition. **J. Environ Sci Heal A**. 45 (14): 1832–1838.
- Schalk, J., H.Oustad, J.G. Kuenen and M.S.M. Jetten. 1998. The anaerobic oxidation of hydrazine- a novel reaction in microbial nitrogen metabolism. **FEMS Microbiol. Lett.** 158: 61–67.

- Schmid, M., U. Twachtmann, M. Klein, M. Strous, M. Juretschko, M.S.M. Jetten, J.W. Metzger, K.H. Schleifer and M. Wagner. 2000. Molecular evidence for genus level diversity of bacteria capable of catalyzing anaerobic ammonium oxidation. **Syst. Appl. Microbiol.** 23 (1): 93–106.
- Schmid, M., K. Walsh, R.I. Webb, W.I.C. Rijpstra, K.T. van de Pas-Schoonen, M.J. Verbruggen, T. Hill, B. Moffett, J. Fuerst, S. Schouten, J.S.S. Damste, J. Harris, P. Shaw, M.S.M. Jetten and M. Strous. 2003. *Candidatus* “Scalindua brodae”, sp. Nov., *Candidatus* “Scalindua wagneri”, sp. Nov., two new species of anaerobic ammonium oxidizing bacteria. **Syst. Appl. Microbiol.** 26 (4): 529–538.
- Schmidt, I. and E. Bock. 1997. Anaerobic ammonia oxidation with nitrogen dioxide by *Nitrosomonas eutropha*. **Arch. Microbiol.** 167: 106–111.
- Schmidt, I., O. Sliemers, M. Schmid, E. Bock, J. Fuerst, J.G. Kuenen, M.S.M. Jetten and M. Strous. 2003. New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater. **FEMS Microbiol.Rev.** 27: 481–492.
- STOWA. 2001. The combined Sharon / anammox process. **Report no. 2000-25. STOWA**, Utrecht, The Netherlands. ISBN 90 5773 104 5.
- Strous, M., E. van Gerven, P. Zheng, J.G. Kuenen and M.S.M. Jetten. 1997b. Ammonium removal from concentrated waste streams with the anaerobic ammonium oxidation (Anammox) process in different reactor configurations. **Water Res.** 31 (8): 1955–1962.
- Strous, M., J.J. Heijnen, J.G. Kuenen and M.S.M. Jetten. 1998. The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium- oxidizing microorganisms. **Appl Microbiol. Biotechnol.** 50: 589–596.

- Strous, M., J. G. Kuenen and M.S.M. Jetten. 1999. Key physiology of anaerobic ammonium oxidation. **Appl. Environ. Microbiol.** 65: 3248–3250.
- Strous, M. 2000. **Microbiology of anaerobic ammonium oxidation.** Ph.D. Thesis. Technical University of Delft, The Netherlands.
- Tallec, G., J. Garnier, G. Billen and M. Gossais. 2006a. Nitrous oxide emissions from secondary activated sludge in nitrifying conditions of urban wastewater treatment plants: effect of oxygenation level. **Water Res.** 40 (15): 2972–2980.
- Tallec, G., J. Garnier and M. Gossais. 2006b. Nitrogen removal in a wastewater treatment plant through biofilters: nitrous oxide emissions during nitrification and denitrification. **Bioproc Biosyst Eng.** 29: 323–333.
- Tallec, G., J. Garnier, G. Billen and M. Gossais. 2007. Nitrous oxide emissions from denitrifying activated sludge of urban wastewater treatment plants, under anoxia and low oxygenation. **Bioresour Technol.** 99(7): 2200–2209.
- Trela, J., K. Sukowski, S. Staszczak, B. Szczesniak-Fabianczyk and K. Czech. 2005. Rezerwa genetyczna polskiego bydla czerwonego w postaci zamrozonej zarodków i nasienia. **Wiad. Zoot.** 43(2): 131–136.
- Thorn, M. and F. Sorensson. 1996. Variation of nitrous oxide formation in the denitrification basin in a wastewater treatment plant with nitrogen removal. **Water Res.** 30(6): 1543–1547.
- van de Graaf, A.A., A. Mulder, P. de Bruijn, M.S.M. Jetten, L.A. Robertson and J.G. Kuenen. 1995. Anaerobic oxidation of ammonium is a biologically mediated process. **Appl. Environ. Microbiol.** 61: 1246–1251.

- van de Graaf, A.A., P. de Bruijn, L.A. Robertson, M.S.M. Jetten and J.G. Kuenen. 1996. Autotrophic growth of anaerobic ammonium oxidation microorganisms in a fluidized bed reactor. **Microbiology**. 142 (8): 2187–2196.
- van Dongen, L.G.J.M., M.S.M. Jetten and M.C.M. Loosdrecht. 2001. The Sharon-Anammox process for treatment of ammonium rich wastewater. **Water Sci. Tech.** 44 (1): 153–160.
- van Niftrik, L.A., J.A. Fuerst, J.S. Sinninghe Damst, J.G. Kuenen, M. S.M. Jetten and M. Strous. 2004. The anammoxosome: an intracytoplasmic compartment in anammox bacteria. **FEMS Microbiol. Lett.** 233: 7–13.
- Vázquez-Padín, J., I. Fernández, M. Figueroa, A. Mosquera-Corral, J. L. Campos and R. Méndez. 2009. Applications of Anammox based processes to treat anaerobic digester supernatant at room temperature. **Bioresource Technol.** 100(12): 2988–2994.
- Wantawin, C., J. Juateea, P. L. Noophan and J. Munakata-Marr. 2008. Autotrophic nitrogen removal in sequencing batch biofilm reactors at different oxygen supply modes. **Water Sci. Tech.** 58 (10): 1889–1894.



ภาคผนวก



ภาคผนวก ก  
ข้อมูลการทดลองของระบบซีเควนซิงค์เบสที่ใช้วัฏจักรของการเดินระบบ  
เท่ากับ 48 ชั่วโมง

ตารางผนวกที่ ก1 ปริมาณแอมโมเนียม ไนไตรต์และไนเตรตของน้ำที่เข้าถังปฏิกรณ์ชีวเควน  
ซิงค์แบทช์โดยใช้วัฏจักรการเดินระบบเท่ากับ 48 ชั่วโมง

วันที่เดินระบบ	ลักษณะน้ำเสียที่เข้าถังปฏิกรณ์ (มก.ไนโตรเจนต่อลิตร)		
	แอมโมเนียม	ไนไตรต์	ไนเตรต
0	207.2	279.77	-
3	205.8	284.72	-
6	205.8	291.19	-
9	212.8	282.16	-
12	211.4	284.54	-
15	221.2	298.29	-
18	203	288.13	-
21	210	292.39	-
24	203	284.37	-
27	211.4	282.16	-
30	203	281.99	-
33	211.4	287.27	-
36	211.4	279.09	-
39	203	289.32	-
42	212.8	275.75	-
45	203	285.23	-
48	210	293.92	-
51	203	282.16	-
ค่าเฉลี่ย (Average)	208.29	285.69	
ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน (SD)	5.05	5.72	

ตารางผนวกที่ ก2 ปริมาณแอมโมเนียม ไนไตรต์และไนเตรตของน้ำที่เข้าถังปฏิกรณ์ชีควอน  
ซิงค์แบทช์โดยใช้วัฏจักรการเดินระบบเท่ากับ 48 ชั่วโมง

วันที่เดินระบบ	ลักษณะน้ำเสียที่ออกถังปฏิกรณ์ (มก.ไนโตรเจนต่อลิตร)		
	แอมโมเนียม	ไนไตรต์	ไนเตรต
0	25.76	25.111	30.17
3	19.04	19.481	31.51
6	19.04	16.155	31.06
9	19.04	13.625	33.13
12	19.04	10.89	33.38
15	19.6	10.03	37.60
18	10.32	3.70	38.46
21	2.8	2.3	39.31
24	2.8	1.91	38.76
27	2.8	1.81	42.21
30	2.8	1.71	40.97
33	0.56	0.89	45.70
36	1.12	1.57	48.35
39	1.12	1.36	44.86
42	1.12	0.80	45.11
45	0.56	0.90	42.43
48	1.12	1.01	44.02
51	0.28	0.72	42.59
ค่าเฉลี่ย (Average)	8.27	6.34	39.42
ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน (SD)	9.11	7.64	5.59

ตารางผนวกที่ ก3 ประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียมที่เวลา 48 ชั่วโมง

วันที่เดินระบบ	แอมโมเนียม (มก.ไนโตรเจนต่อลิตร)		
	เข้า	ออก	ร้อยละ
0	207.2	25.76	87.57
3	205.8	19.04	90.75
6	205.8	19.04	90.75
9	212.8	19.04	91.05
12	211.4	19.04	90.99
15	221.2	19.6	91.14
18	203	10.32	94.92
21	210	2.8	98.67
24	203	2.8	98.62
27	211.4	2.8	98.68
30	203	2.8	98.62
33	211.4	0.56	99.74
36	211.4	1.12	99.47
39	203	1.12	99.45
42	212.8	1.12	99.47
45	203	0.56	99.72
48	210	1.12	99.47
51	203	0.28	99.86
ค่าเฉลี่ย (Average)	208.29	8.27	98.89
ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน (SD)	5.05	9.11	1.34

ตารางผนวกที่ ก4 ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนที่เวลา 48 ชั่วโมง

วันที่เดินระบบ	ไนโตรเจน (มก.ไนโตรเจนต่อลิตร)		
	เข้า	ออก	ร้อยละ
0	279.77	25.11	91.02
3	284.72	19.48	93.16
6	291.19	16.15	94.45
9	282.16	13.62	95.17
12	284.54	10.89	96.17
15	298.29	10.23	96.57
18	288.13	3.70	98.72
21	292.39	2.30	99.21
24	284.37	1.91	99.33
27	282.16	1.81	99.36
30	281.99	1.71	99.40
33	287.27	0.89	99.69
36	279.09	1.57	99.44
39	289.32	1.36	99.53
42	275.75	0.80	99.71
45	285.23	0.90	99.68
48	293.92	1.01	99.66
51	282.16	0.72	99.75
ค่าเฉลี่ย (Average)	285.69	6.34	99.46
ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน (SD)	5.72	7.64	0.29



ภาคผนวก ข  
ขั้นตอนการดำเนินการทดสอบพีเอชต่อไคนดิกส์ของเชื้อจุลินทรีย์ย้อมน้ำมูก

ตารางผนวกที่ ข1 ปริมาณแอมโมเนียม ไนไตรต์ และไนเตรต ตามเวลาที่พีเอช 6.8

เวลา (ชั่วโมง)	การทดลองซ้ำ 1			การทดลอง ซ้ำ 2		
	(มก.ไนโตรเจนต่อลิตร)			(มก.ไนโตรเจนต่อลิตร)		
	แอมโมเนียม	ไนไตรต์	ไนเตรต	แอมโมเนียม	ไนไตรต์	ไนเตรต
0	95.20	148.95	26.42	91.47	142.39	-
1	89.60	137.80	-	87.73	136.48	-
2	42.93	109.58	28.68	39.20	107.28	-
3	18.67	49.87	-	18.67	48.56	-
4	11.20	22.31	51.71	9.33	19.69	-
5	3.73	20.67	53.06	3.73	17.72	-

เอ็มแอลวีเอสเอสเท่ากับ 1,770 มิลลิกรัมต่อลิตร

ตารางผนวกที่ ข2 ปริมาณแอมโมเนียม ไนไตรต์ และไนเตรต ตามเวลาที่พีเอช 7.3

เวลา (ชั่วโมง)	การทดลองซ้ำ 1			การทดลอง ซ้ำ 2		
	(มก.ไนโตรเจนต่อลิตร)			(มก.ไนโตรเจนต่อลิตร)		
	แอมโมเนียม	ไนไตรต์	ไนเตรต	แอมโมเนียม	ไนไตรต์	ไนเตรต
0	95.20	145.67	30.71	93.80	145.67	-
1	85.87	125.00	-	84.00	124.02	-
2	37.33	70.21	34.10	35.47	66.93	-
3	18.67	36.75	-	16.80	35.43	-
4	11.20	9.19	56.45	9.33	8.20	-
5	0.00	4.27	58.26	0.00	4.92	-

เอ็มแอลวีเอสเอสเท่ากับ 1,750 มิลลิกรัมต่อลิตร

ตารางผนวกที่ ข3 ปริมาณแอมโมเนียม ไนไตรต์ และไนเตรต ตามเวลาที่พีเอช 7.8

เวลา (ชั่วโมง)	การทดลองซ้ำ 1			การทดลองซ้ำ 2		
	(มก.ไนโตรเจนต่อลิตร)			(มก.ไนโตรเจนต่อลิตร)		
	แอมโมเนียม	ไนไตรต์	ไนเตรต	แอมโมเนียม	ไนไตรต์	ไนเตรต
0	91.47	141.08	38.84	89.60	151.57	-
1	82.13	121.39	-	80.27	124.67	-
2	41.07	66.60	44.48	39.20	65.29	-
3	22.40	42.32	-	20.53	39.37	-
4	7.47	6.23	62.32	7.47	5.91	-
5	0.00	4.27	66.61	0.00	0.00	-

เอ็มแอลวีเอสเอสเท่ากับ 1,720 มิลลิกรัมต่อลิตร

ตารางผนวกที่ ข4 ปริมาณแอมโมเนียม ไนไตรต์ และไนเตรต ตามเวลาที่พีเอช 8.3

เวลา (ชั่วโมง)	การทดลองซ้ำ 1			การทดลองซ้ำ 2		
	(มก.ไนโตรเจนต่อลิตร)			(มก.ไนโตรเจนต่อลิตร)		
	แอมโมเนียม	ไนไตรต์	ไนเตรต	แอมโมเนียม	ไนไตรต์	ไนเตรต
0	89.60	137.80	33.87	89.60	141.40	-
1	76.53	115.16	-	74.67	112.53	-
2	44.80	65.62	38.61	42.93	64.96	-
3	16.18	32.48	-	16.80	29.86	-
4	3.73	4.27	60.29	3.73	4.27	-
5	0.00	0.00	62.55	0.00	0.00	-

เอ็มแอลวีเอสเอสเท่ากับ 1,650 มิลลิกรัมต่อลิตร



$$10 \text{ เปอร์เซ็นต์ สารมาตรฐานไนตรัสออกไซด์} = \frac{10 \text{ ml} \times \frac{1,000 \mu\text{l}}{1 \text{ ml}}}{100 \text{ ml} \times \frac{1 \text{ L}}{1,000 \text{ ml}}} = 100,000 \mu\text{l} / \text{L}$$

ทำการเจือจาง 10 เปอร์เซ็นต์ สารมาตรฐานไนตรัสออกไซด์โดยนํิดสารมาตรฐาน 5 ml ใส่  
 ถังเก็บก๊าซซึ่งมีปริมาตร 1,000 ml โดยก๊าซที่ใช้ในการเจือจางคือ ก๊าซไนโตรเจน

$$\text{ดังนั้นจะได้สารมาตรฐานที่มีความเข้มข้น คือ } C_1 V_1 = C_2 V_2; \quad V_2 = \frac{5 \times 100,000}{1000} = 500 \mu\text{l} / \text{L}$$

### ที่พีเอช 6.8

พื้นที่ใต้กราฟของสารมาตรฐาน 1,623,889 ความเข้มข้นของสารมาตรฐาน  $500 \mu\text{l} / \text{L}$   
 พื้นที่ใต้กราฟของพีเอช 1,398,822 ความเข้มข้นของสารมาตรฐาน

$$= \frac{500 \times 1,398,822}{1,623,889} = 430.70 \mu\text{l} / \text{L}$$

ความเข้มข้นของไนตรัสออกไซด์  $440.47 \mu\text{l} / \text{L}$  ในอากาศ

(พื้นที่อากาศในถังปฏิกรณ์  $0.5 \text{ ml} +$  ปริมาตรอากาศที่เก็บ  $0.5 \text{ ml} = 1 \text{ L}$ ) จะได้ปริมาตร

$$V = 430.70 \frac{\mu\text{l}}{\text{L}} \times 1 \text{ L} = 430.70 \mu\text{l} \times \frac{1 \text{ ml}}{10^3 \mu\text{l}} \times \frac{1 \text{ L}}{10^3 \text{ ml}} = 4.307 \times 10^{-4} \text{ L}$$

จาก  $PV = nRT$

$$\text{เมื่อ } R = 8.2057 \times 10^{-5} \text{ L} \cdot \text{atm} \cdot \text{K}^{-1} \cdot \text{mole}^{-1}; \quad T = 303 \text{ K}; \quad P = 1 \text{ atm}$$

แทนค่า

$$(1 \text{ atm}) (4.307 \times 10^{-4} \text{ L}) = n (8.2057 \times 10^{-5} \text{ L} \cdot \text{atm} \cdot \text{K}^{-1} \cdot \text{mole}^{-1}) (303 \text{ K})$$

$$n = 0.0177 = 1.77 \times 10^{-2} \text{ mol}$$

$$\text{น้ำหนักอะตอมของไนตรัสออกไซด์} = \frac{14}{44} \text{ g/mol}$$

$$1.77 \times 10^{-2} \text{ mol} \times \frac{\left(\frac{14}{44}\right) \text{ g}}{1 \text{ mol}} \times \frac{10^3 \text{ mg}}{1 \text{ g}} = 5.63 \text{ mg} - N$$

เปอร์เซ็นต์ไนตรัสออกไซด์ไนโตรเจนต่อความเข้มข้นของไนโตรเจนทั้งหมด

$$\begin{aligned} \text{เปอร์เซ็นต์ไนตรัสออกไซด์ไนโตรเจน} &= \frac{N_2O - N \text{ emission}}{\text{Total influent nitrogen}} \times 100\% \\ &= \frac{5.63 \text{ mg} - N}{\left(483 \frac{\text{mg} - N}{L}\right) 0.5 \times 3L} \times 100\% \\ &= 0.78\% \end{aligned}$$

ตารางผนวกที่ ค1 เปอร์เซ็นต์ไนโตรเจนในไตรสออกไซด์ที่พีเอช 6.8

วันที่	พื้นที่ได้กราฟ		เปอร์เซ็นต์ ไนโตรเจนในไตรสออกไซด์
	สารมาตรฐานไนโตรเจนในไตรสออกไซด์	ตัวอย่าง	
1	1,535,214	1,281,076	0.75
	1,502,888	1,260,092	0.76
	1,492,575	1,300,850	0.79
2	1,580,575	1,415,006	0.81
	1,623,889	1,398,822	0.78
	1,666,415	1,358,233	0.74
ค่าเฉลี่ย (Average)			0.77
ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน (SD)			0.03

ตารางผนวกที่ ค2 เปอร์เซ็นต์ไนโตรเจนในไตรสออกไซด์ที่พีเอช 7.3

วันที่	พื้นที่ได้กราฟ		เปอร์เซ็นต์ ไนโตรเจนในไตรสออกไซด์
	สารมาตรฐานไนโตรเจนในไตรสออกไซด์	ตัวอย่าง	
1	1,432,029	1,116,815	0.70
	1,399,479	1,087,237	0.70
	1,426,276	1,067,099	0.68
2	1,664,716	1,108,582	0.60
	1,618,893	1,215,692	0.68
	1,584,951	1,171,493	0.67
ค่าเฉลี่ย (Average)			0.67
ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน (SD)			0.04

ตารางผนวกที่ ค3 เปอร์เซ็นต์ในตรัสออกไซด์ที่พีเอช 7.8

วันที่	พื้นที่ได้กราฟ		เปอร์เซ็นต์ ในตรัสออกไซด์
	สารมาตรฐานในตรัสออกไซด์	ตัวอย่าง	
1	1,719,486	1,022,641	0.54
	1,697,829	1,116,269	0.59
	1,723,768	1,126,200	0.59
2	1,335,316	985,309	0.67
	1,384,176	977,827	0.64
	1,314,204	983,735	0.68
3	1,375,997	1,082,919	0.71
	1,443,758	1,070,441	0.67
	1,411,790	1,050,667	0.67
ค่าเฉลี่ย (Average)			0.64
ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน (SD)			0.05

ตารางผนวกที่ ค4 เปอร์เซ็นต์ในตรัสออกไซด์ที่พีเอช 8.3

วันที่	พื้นที่ได้กราฟ		เปอร์เซ็นต์ ในตรัสออกไซด์
	สารมาตรฐานในตรัสออกไซด์	ตัวอย่าง	
1	1,302,218	786,317	0.55
	1,289,990	766,968	0.54
	1,281,770	746,518	0.53
2	1,375,997	715,774	0.47
	1,443,758	709,915	0.44
	1,411,790	694,226	0.44

## ตารางผนวกที่ ค4 (ต่อ)

วันที่	พื้นที่ได้กราฟ		เปอร์เซ็นต์ ไนโตรเจนออกไซด์
	สารมาตรฐานไนโตรเจนออกไซด์	ตัวอย่าง	
3	1,335,316	851,619	0.58
	1,384,176	854,159	0.56
	1,314,204	849,310	0.58
ค่าเฉลี่ย (Average)			0.52
ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน (SD)			0.05



## วิธีการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆ

### 1. การวิเคราะห์หาแอมโมเนียโดยวิธีการไตเตรท

#### 1.1 หลักการ

ก่อนที่จะนำน้ำตัวอย่างไปวิเคราะห์จะต้องนำน้ำตัวอย่างมาผ่านกระบวนการกลั่นก่อน เพื่อแยกแอมโมเนียออกจากสารรบกวนต่างๆ โดยแอมโมเนียในโตรเจนจะถูกกลั่นออกมาด้วยไอน้ำ ภายใต้สภาวะที่มีพีเอชสูงกว่า 9.3 แอมโมเนียที่ถูกกลั่นออกมาจะรวมตัวกับกรดบอริกเกิดเป็นอออนแอมโมเนีย ( $\text{NH}_4^+$ ) และอออนบอเรต ( $\text{H}_2\text{BO}_3^-$ ) แอมโมเนียจะทำให้สารละลายกรดบอริก กลายเป็นสีเขียว ปริมาณแอมโมเนียหาได้โดยการไตเตรทด้วยสารละลายกรดซัลฟูริก 0.02 นอร์มัล ซึ่ง  $\text{H}^+$  จะรวมกับ  $\text{H}_2\text{BO}_3^-$  เกิดเป็น  $\text{H}_3\text{BO}_3$  พีเอชของสารละลายจะลดลงจนเท่ากับค่าเริ่มต้น ดังนั้น ปริมาณของกรดแก่ที่เติมลงไปจะสมดุลกับปริมาณแอมโมเนียที่มีจุดยุติได้จากการเปลี่ยนสีของ อินดิเคเตอร์จากสีเขียวเป็นสีม่วง



#### 1.2 สารเคมี

##### 1.2.1 สารละลาย Mix – indicator เตรียมโดย

- ชั่ง Methyl red 200 มิลลิกรัม ใส่บีกเกอร์ นำมาละลายด้วย 95% Ethyl alcohol แล้วปรับปริมาตรด้วยขวดปรับปริมาตรขนาด 100 มิลลิลิตร
- ชั่ง Methylene blue 100 มิลลิกรัม ใส่บีกเกอร์ นำมาละลายด้วย 95% Ethyl alcohol แล้วปรับปริมาตรด้วยขวดปรับปริมาตรขนาด 50 มิลลิลิตร

### 1.2.2 สารละลายกรดบอริก ( $H_3BO_3$ ) เตรียมโดย

- ชั่งกรดบอริก ( $H_3BO_3$ ) 20 กรัมใส่บีกเกอร์ นำมาละลายด้วยน้ำปราศจากอิออน (DI) แล้วปรับปริมาตรด้วยน้ำ DI ในขวดปรับปริมาตรจนครบ 1000 มิลลิลิตร (ควรใช้ magnetic และ hotplate ช่วยในการละลายเพราะสารละลายกรดบอริกนั้นจะละลายได้ยากมาก)

- ปิเปิดสารละลาย Mix – indicator มา 10 มิลลิลิตร นำมาผสมกับสารละลายในข้อก. แล้วปรับปริมาตรด้วยขวดปรับปริมาตรขนาด 1000 มิลลิลิตร (ได้สารละลายเป็นสีม่วง)

### 1.2.3 สารละลายกรดซัลฟูริก 0.02 N $H_2SO_4$ เตรียมโดย

- เตรียมสารละลายกรดซัลฟูริก ( $H_2SO_4$ ) 0.1 N โดยการปิเปิด Conc.  $H_2SO_4$  มา 3 มิลลิลิตร แล้วปรับปริมาตรจนครบ 1000 มิลลิลิตร โดยใช้น้ำ DI

- เตรียมสารละลายกรดซัลฟูริก ( $H_2SO_4$ ) 0.02 N โดยการปิเปิดสารละลายกรดซัลฟูริก 0.1 N จากข้อก. มา 200 มิลลิลิตร แล้วปรับปริมาตรจนครบ 1000 มิลลิลิตร โดยใช้น้ำ DI

### 1.2.4 สารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ 6 N NaOH เตรียมโดย

- ชั่ง NaOH มา 240 กรัม นำมาละลายด้วยน้ำ DI แล้วปรับปริมาตรด้วยน้ำ DI ในขวดปรับปริมาตรจนได้ปริมาตรครบ 1000 มิลลิลิตร

### 1.2.5 สารละลาย Borate buffer เตรียมโดย

- ชั่ง  $Na_2B_4O_7$  มา 5 กรัม หรือ ชั่ง  $Na_2B_4O_7 \cdot 10H_2O$  มา 9.5 กรัม นำมาละลายด้วยน้ำ DI แล้วปรับปริมาตรด้วยน้ำ DI ในขวดปรับปริมาตรจนได้ปริมาตรครบ 1000 มิลลิลิตร

- ตวงสารละลายต่างโซเดียมไฮดรอกไซด์ 0.1 N NaOH มา 88 มิลลิลิตร แล้วนำมาผสมกับสารละลายในข้อก. 412 มิลลิลิตร แล้วปรับปริมาตรด้วยน้ำ DI ในขวดปรับปริมาตรจนได้ปริมาตรครบ 500 มิลลิลิตร

### 1.3 ขั้นตอนการวิเคราะห์

ตวงน้ำตัวอย่าง 50 มิลลิลิตร + น้ำกลั่น 150 มิลลิลิตร ใส่ในขวดเคลดคาห์ล



ใส่สารละลายบอเร็คบัฟเฟอร์ 25 มิลลิลิตร



ปรับพีเอชให้เป็น 9.5 ด้วยโซเดียมไฮดรอกไซด์ ต่อเข้ากับเครื่องกลั่น  
(ควรรนำตัวอย่างเข้ากลั่นทันที)



ตวงสารละลายกรดบอริกที่มีอินดิเคเตอร์ 50 มิลลิลิตร ใส่ขวดรูปชมพู่  
ต่อเข้ากับชุดกลั่นให้ปลายหลอดที่ต่อกับนำไอน้ำจุ่มอยู่ใต้สารละลาย



กลั่นจนได้สารละลายอย่างน้อย 200 มิลลิลิตร



สารละลายที่ได้จากการกลั่นถ้ามีแอมโมเนียอยู่สารละลายที่ได้จะมีสีเขียว



นำสารละลายที่ได้มาทำการไตเตรตด้วยกรดซัลฟูริก 0.02 N



ไตเตรตจนถึงจุดยุติสารละลายจะเปลี่ยนจากสีเขียวเป็นสีม่วง

## 1.4 การหาปริมาณแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำตัวอย่าง

การคำนวณ

$$\text{mg NH}_3 - \text{N/L} = \frac{(A - B) \times [\text{H}_2\text{SO}_4] \times 14,000}{\text{ml Sample}}$$

A = ปริมาตรกรดซัลฟูริกที่ใช้ในการไตเตรทตัวอย่าง (ml)

B = ปริมาตรกรดซัลฟูริกที่ใช้ในการไตเตรท blank (ml)

N = ความเข้มข้นเป็นนอร์มัลของ  $\text{H}_2\text{SO}_4$  ที่ใช้

## 2. การวิเคราะห์ไนโตรเจนไนโตรเจนโดยวิธีสร้างสี (Colorimetric)

### 2.1 หลักการ

วิธีสร้างสี (Colorimetric) เป็นวิธีที่มีความไวพอเพียงและเสียค่าใช้จ่ายน้อย ภายใต้สภาวะที่เป็นกรด อีออนไนโตรเจนจะทำปฏิกิริยากับกลุ่มอะมิโนของซัลฟานิลาไมด์ให้เกิดไดอะโซเนียมซึ่งจะรวมตัวกับ 1-แนพทิลเอทิลีนไดไฮโดรคลอไรด์ (N - 1 - Naphthyl) -Ethylenediamine Dihydrochloride) ที่มีพีเอช 2.0 – 2.5 เกิดเป็นสีเอโซสีม่วงแดงสีที่เกิดขึ้นจะเป็นไปตามกฎของเบียร์ (Beer' Law) การหาปริมาณไนโตรเจนทำได้โดยการเทียบสีที่เกิดขึ้นกับสารละลายมาตรฐานที่ทราบความเข้มข้นแน่นอน วัดการดูดกลืนสีที่ความยาวคลื่น 543 นาโนเมตร

### 2.2 สารเคมี

#### 2.2.1 สารเคมีที่ใช้ในการหาปริมาณไนโตรเจน

- น้ำกลั่นที่ปราศจากไนโตรเจน เตรียมน้ำกลั่นที่ปราศจากไนโตรเจนด้วยวิธีการใดวิธีการหนึ่งดังนี้

- เติมโปตัสเซียมเปอร์แมงกาเนต;  $\text{KMnO}_4$  และแบเรียมไฮดรอกไซด์หรือแคลเซียมไฮดรอกไซด์อย่างละหนึ่งเกล็ดเล็กลงในน้ำกลั่น 1 ลิตร แล้วทำการกลั่นน้ำกลั่นดังกล่าวอีกครั้งหนึ่งโดยใช้อุปกรณ์ที่ทำด้วยแก้วบอโรซิลิเกตทั้งหมด ทั้งน้ำกลั่นที่ได้ 50 มิลลิลิตรแรก

น้ำกลั่นที่กลั่นได้ที่จะนำมาใช้จะต้องปราศจากแมงกานีส ซึ่งสามารถทดสอบได้ด้วยการใช้สารละลาย DPD (N, N-diethyl-p-phenylenediamine) กล่าวคือ ถ้าน้ำกลั่นมีเปอร์แมงกานีสจะให้สีชมพูเมื่อเติมสารละลาย DPD ลงไป

- เติมกรดซัลฟูริกเข้มข้น 1 มิลลิลิตรและสารละลายแมงกานีสซัลเฟต( $MnSO_4$  36.4 กรัม ในน้ำกลั่น 1 ลิตร) 0.2 มิลลิลิตรลงในน้ำกลั่น 1 ลิตร แล้วทำให้มีสีชมพูโดยการเติมสารละลายโพตัสเซียมเปอร์แมงกานีส ( $KMnO_4$  400 มิลลิกรัม ในน้ำกลั่น 1 ลิตร) 1-3 มิลลิลิตร นำน้ำกลั่นดังกล่าวไปกลั่นใหม่อีกครั้งหนึ่งโดยวิธีการเดียวกันกับวิธีแรก

2.2.2 สารละลายซัลฟานิลาไมด์ ละลายซัลฟานิลาไมด์ 5 กรัมในสารละลายผสมของกรดไฮโดรคลอริกเข้มข้น 50 มิลลิลิตรกับน้ำกลั่นที่ปราศจากไนเตรต 300 มิลลิลิตร แล้วเจือจางให้มีปริมาตรเป็น 1000 มิลลิลิตรด้วยน้ำกลั่นดังกล่าว

2.2.3 สารละลายเนฟทีลเอทิลลีนไดเอมีนไดไฮโดรคลอไรด์ ละลาย N-(1-naphthyl)-ethylenediamine dihydrochloride 500 มิลลิกรัมในน้ำกลั่นที่ปราศจากไนเตรต 500 มิลลิลิตร เก็บสารละลายนี้ไว้ในที่มืด และให้เตรียมใช้ใหม่ทุกเดือน หรือทันทีที่สารละลายมีสีน้ำตาล

2.2.4 สารละลายสต็อกไนไตรต์ ละลายโซเดียมไนไตรต์แอนไฮไดรต์ที่แห้ง;  $NaNO_2$  หรือโพตัสเซียมไนเตรต;  $KNO_2$  (เก็บไว้ในเคซิเคเตอร์ 24 ชั่วโมง) 0.49265 กรัม หรือ 0.6072 กรัม ตามลำดับ ในน้ำกลั่นที่ปราศจากไนเตรตและทำให้มีปริมาตรทั้งหมดเป็น 1 ลิตรด้วยน้ำกลั่นดังกล่าว ทำการเก็บรักษาสารละลายนี้ด้วยการเติมคลอโรฟอร์มลงไป 2 มิลลิลิตร ต่อสารละลาย 1 ลิตร ละลายสารที่เตรียมได้นี้ 1 มิลลิลิตร มีไนไตรท์-ไนโตรเจนอยู่ 100 ไมโครกรัม และมีอายุการใช้งานประมาณ 3 เดือน

2.2.5 สารละลายมาตรฐานไนไตรต์เจือจางสารละลายสต็อกไนไตรต์ 10 มิลลิลิตร ให้มีปริมาตรทั้งหมดเป็น 1 ลิตรด้วยน้ำกลั่นที่ปราศจากไนไตรต์ สารละลายที่ได้ 1 มิลลิลิตร มีไนไตรท์-ไนโตรเจนอยู่ 1 ไมโครกรัม สารละลายนี้ต้องเตรียมใช้ใหม่ทุกครั้ง

2.2.6 สารละลายกรดไฮโดรคลอริก (1+3) เติมกรดไฮโดรคลอริกเข้มข้น 25 มิลลิลิตร ลงในน้ำกลั่นที่ปราศจากไนไตรต์ 75 มิลลิลิตร

## 2.3 วิธีทำ

### 2.3.1 การหาปริมาณไนไตรต์-ไนโตรเจนในน้ำตัวอย่าง

- ถ้าน้ำตัวอย่างขุ่นหรือมีสารแขวนลอย ให้กรองน้ำตัวอย่างด้วย membrane filter ที่มีรูขนาด 0.45 ไมครอน

2.3.2 ปิเปตตัวอย่างที่ใส 10 มิลลิลิตรหรือน้อยกว่า แล้วทำให้มีปริมาตรทั้งหมดเป็น 10 มิลลิลิตร ด้วยน้ำกลั่นที่ปราศจากไนไตรต์ ใสลงในขวดชมพู

2.3.3 ในกรณีที่น้ำตัวอย่างมีพีเอชมากกว่า 10 หรือมีความเป็นด่างรวมเกิน 600 มก/ล แคลเซียมคาร์บอเนต ให้ปรับพีเอชของน้ำตัวอย่างให้มีค่าประมาณ 6 ด้วยสารละลายกรดซัลฟูริก แล้วเติมสารละลายซัลฟานิลาไมด์ลงไป 1 มิลลิลิตร

2.3.4 เติมสารละลายเนฟทิลเอทิลลีนไดเอมีนไดไฮโดรคลอไรด์ลงไป 1 มิลลิลิตร แล้วเขย่าให้เข้ากันทันที ตั้งทิ้งไว้ 10 นาที แต่ไม่เกิน 2 ชั่วโมง

2.3.5 นำสารละลายที่ได้จากข้อ 1.4 ไปทำการวัด absorbance หรือ % transmission ที่ 543 นาโนเมตร

2.3.6 นำค่า absorbance หรือ % transmission ที่อ่านได้ไปหาความเข้มข้นของไนไตรต์-ไนโตรเจน จาก calibration curve

2.3.7 ในกรณีที่ใช้น้ำตัวอย่างน้อยกว่า 10 มิลลิลิตร ให้คำนวณหาปริมาณของไนไตรต์-ไนโตรเจน จากสูตร



$$\text{มก/ล ของไนไตรต์-ไนโตรเจน} = \frac{\text{มก/ล ที่อ่านได้} \times \text{อัตราการเจือจาง}}{\text{มล น้ำตัวอย่าง}}$$

### 2.3.8 การทำ calibration curve สำหรับปริมาณไนโตรต์-ไนโตรเจน

- เปิดสารละลายมาตรฐานไนโตรต์ปริมาณต่าง ๆ กัน ใส่ลงขวดปริมาตรขนาด 50 มิลลิลิตร แล้วเติมน้ำกลั่นที่ปราศจากไนโตรต์จนถึงขีดบอกปริมาตร
- นำสารละลายที่ได้จากข้อ ก. สารละลายละ 10 มิลลิลิตร ไปดำเนินการด้วยวิธีการเดียวกับน้ำตัวอย่างในข้อ 1.2-1.5
- ทำการวัดค่า absorbance หรือ % transmission ของสารละลายมาตรฐานไนโตรต์

โดยเลือกใช้ความยาวแสงให้เหมาะสมดังนี้

ความยาวแสง เซนติเมตร	ไนโตรต์-ไนโตรเจน มิลลิกรัมต่อลิตร
1	0.02-0.20
5	0.02-0.06
10	< 0.02

- นำค่า absorbance หรือ % transmission ที่วัดได้มาเขียนกราฟเทียบกับความเข้มข้นของไนเตรต์ในหน่วยมิลลิกรัมต่อลิตรของไนโตรเจน ก็จะได้ calibration curve

## ขั้นตอนการวิเคราะห์

เตรียมสารละลายมาตรฐานที่มีความเข้มข้น 0,1,3,5,7 และ 9 ppm

↓  
ทำ Standard Curve

↓  
ปิเปตน้ำตัวอย่าง 10 ml หรือน้อยกว่าแล้วทำให้  
มีปริมาตรเป็น 10 ml ด้วยน้ำกลั่น ใส่ลงในขวดรูปชมพู่

↓  
เติมสารละลายซัลฟานิลไมด์ 1.0 ml เขย่า  
และตั้งทิ้งไว้ 2 นาที แต่ไม่เกิน 8 นาที

↓  
เติมสารละลายเนฟธิลลีนไดเอมีนไดไฮโดรคลอไรด์  
ลงไป 1.0 ml แล้วเขย่าให้เข้ากันทันที

↓  
ทำการวัด absorbance ภายหลังจากทิ้งไว้ 5 – 10 นาที  
แต่ไม่เกิน 2 ชั่วโมง ที่ 543 นาโนเมตร

การคำนวณ

นำค่า Cocn.C และค่า Abs 543 นาโนเมตร ที่อ่านได้จากเครื่องสเปคโตรโฟโต  
มิเตอร์ไป plot กราฟใน Microsoft Excel แล้วอ่านค่าที่ได้ คูณด้วยค่าที่เจือจาง (Dilute) หน่วยเป็น  
mg NO<sub>2</sub> - N/L

### 3. การวิเคราะห์ไนโตรเจนด้วยเครื่องไอออนโครมาโตกราฟี

#### 3.1 หลักการ

ไอออนโครมาโตกราฟีที่ใช้เป็นประเภท Liquid – Solid Chromatography คอลัมน์ที่ใช้แยกเป็นวัสดุที่เป็นของแข็ง (Stationary phase) ทำด้วย resin และ silica และมีเฟสเคลื่อนที่เป็นของเหลว วัสดุถูกบรรจุอยู่ในคอลัมน์ทำด้วย Stainless steel พลาสติก หรือวัสดุที่เป็น โพลีเมอร์ ความยาวตั้งแต่ 5-30 เซนติเมตร และมีเส้นผ่านศูนย์กลางประมาณ 4-9 นาโนเมตร พวกอนุภาคของ resin หรือ silica จะถูก pack อย่างสม่ำเสมอ คอลัมน์นี้จะติดต่อกับ High Pressure Pump และมี flow rate ประมาณ 1-2 มิลลิลิตร ต่อ นาที ต่อกับ injection ซึ่งเป็นส่วนประกอบของเครื่องมือที่เอาไว้บรรจุสารตัวอย่างที่ฉีดเข้าสู่ระบบ ก่อนที่จะผ่านไปแยกในคอลัมน์ หลังจากนั้นสารที่ผ่านการแยกจะออกจากคอลัมน์และผ่านเข้าสู่ Detector การวิเคราะห์ Anion จะใช้อุปกรณ์ Suppressor column เพื่อเพิ่ม Sensitivity ในการวิเคราะห์และลดสัญญาณรบกวน

#### 3.2 สารเคมี

##### 3.1 สารละลาย Eluent

- ชั่ง  $\text{NaHCO}_3$  142.8 มิลลิกรัม นำมาละลายในน้ำ DI
- ชั่ง  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  190.8 มิลลิกรัม นำมาละลายในน้ำ DI
- นำสารละลายในข้อ ก. และข. มาผสมกัน แล้วปรับปริมาตรจนครบ 2 ลิตร

แล้วนำไปกรองด้วยกระดาษกรองใยแก้ว (GF/C) ก่อนนำไปใช้

##### 3.2 น้ำปราศจากไอออน (DI)

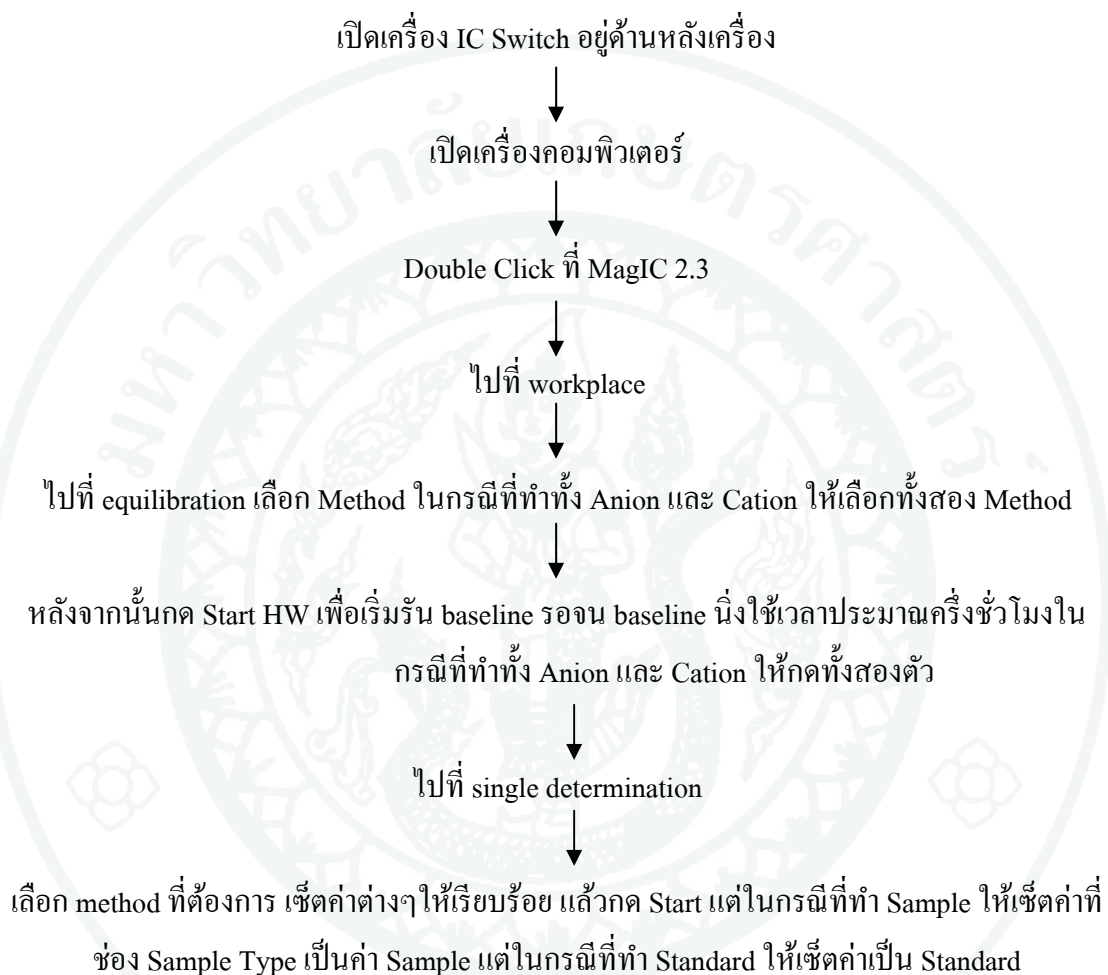
- จะต้องนำน้ำปราศจากไอออนไปกรองด้วยกระดาษกรองใยแก้ว (GF/C) ก่อนที่จะนำไปใช้

##### 3.3 กรดเข้มข้น Conc. $\text{H}_2\text{SO}_4$

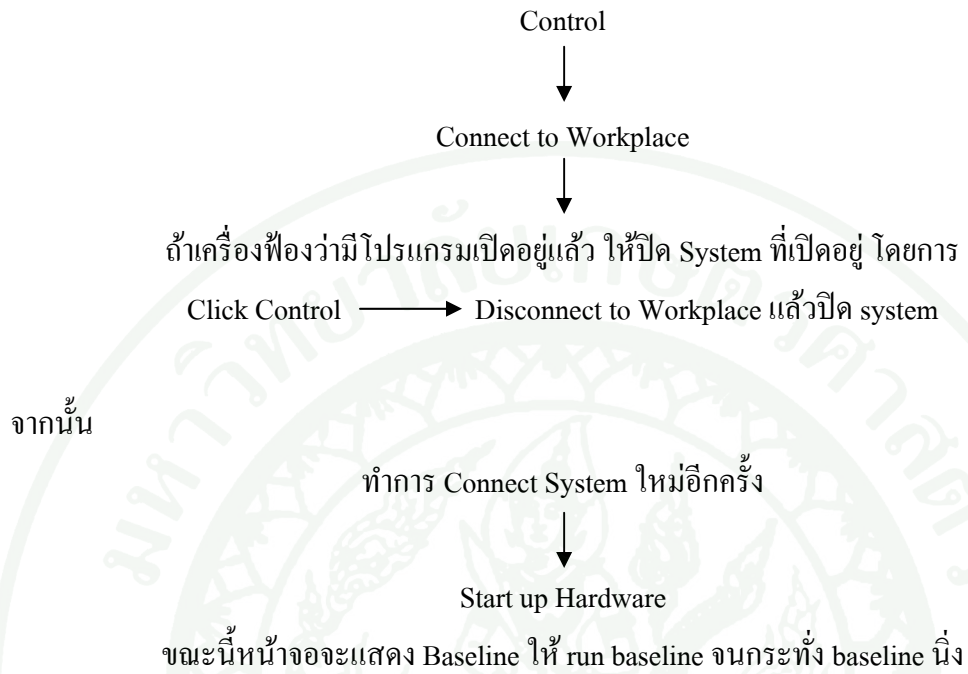
- ปิเปต Conc.  $\text{H}_2\text{SO}_4$  มา 1.5 มิลลิลิตร แล้วปรับปริมาตรด้วยน้ำ DI จนครบ 1000 มิลลิลิตร (ควรทำใน hood) แล้วนำกรดซัลฟิวริกเข้มข้นที่เตรียมได้ไปกรองด้วยกระดาษกรองใยแก้ว (GF/C) ก่อนนำไปใช้

### 3.3 ขั้นตอนการวิเคราะห์โดยโปรแกรม MagIC Version 2.3

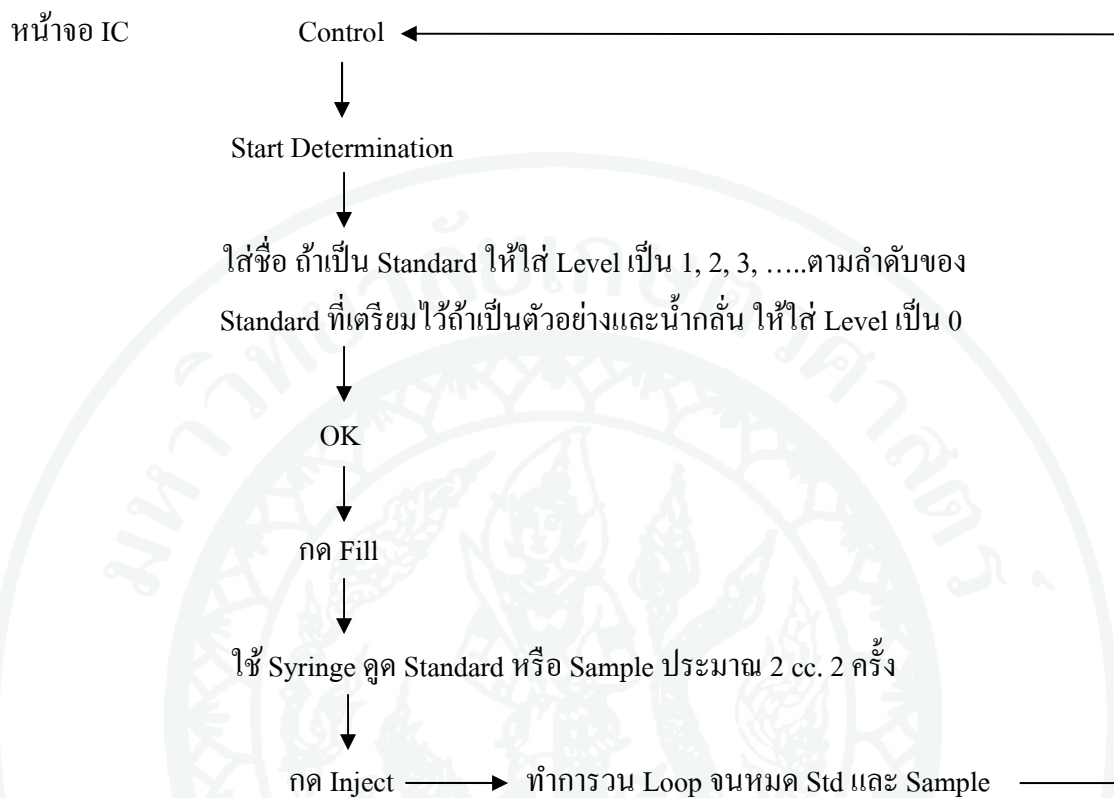
#### การเปิดโปรแกรมเครื่อง IC



### 3.4 การเข้าสู่ระบบ IC



## 3.5 การวัด Standard และ Sample

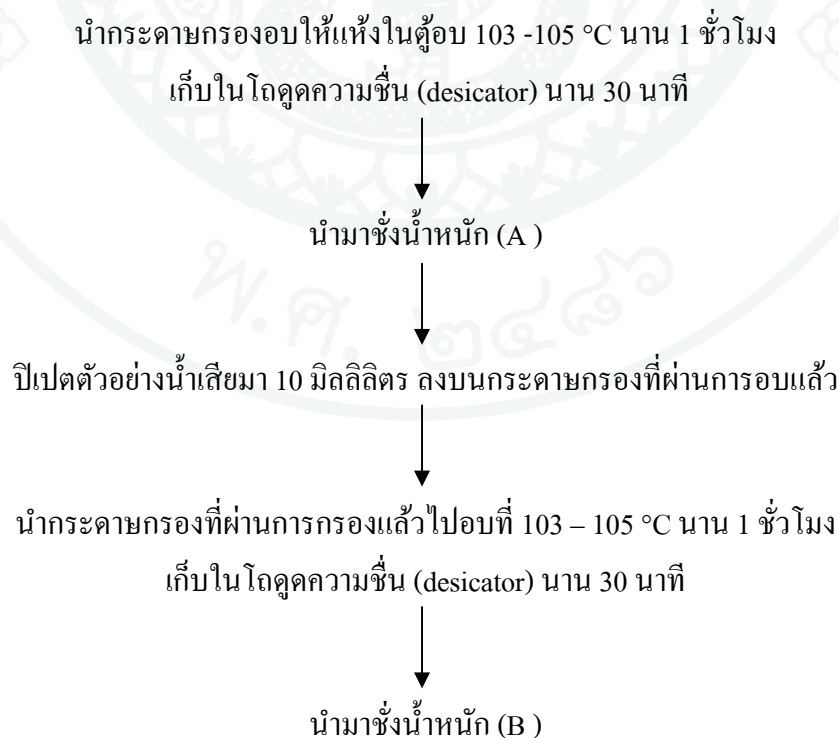


## 4. การวิเคราะห์ MLSS และ MLVSS

### 4.1 หลักการ

MLSS (Mixed Liquor Suspended Solids) หมายถึง ปริมาณหรือความเข้มข้น โดยประมาณของจุลชีพในถังเติมอากาศในระบบ Activated sludge คิดเป็นปริมาณสารแขวนลอย หรือ Mixed liquor ซึ่งเป็นของผสมระหว่างน้ำทิ้งกับตะกอนจุลชีพในถังเติมอากาศ ส่วน MLVSS (Mixed liquid volatile suspended solids) คือ ค่าของแข็งแขวนลอยระเหย (VSS) ของตะกอนในถังเติมอากาศ ซึ่งการหาค่า MLSS และ MLVSS มีประโยชน์ในการควบคุมระบบบำบัดน้ำเสีย โดยจะใช้ในการคำนวณหาอัตราส่วนของอาหารต่อมวลของจุลชีพ (Food/Microorganism Ratio; F/M) เพื่อดูว่าตะกอนจุลินทรีย์มีสมรรถภาพในการทำงานดีหรือไม่ จุลินทรีย์จะทำงานได้ดีจะต้องมีปริมาณอาหารที่พอเหมาะ ซึ่งควบคุมได้โดยการรักษาอัตราส่วนของน้ำหนักของสารอินทรีย์ที่ส่งเข้ามาบำบัดต่อน้ำหนักของตะกอนจุลินทรีย์ ซึ่งวัดได้ในรูปของตะกอนแขวนลอย (MLSS) หรือ ตะกอนแขวนลอยระเหย (MLVSS) ให้มีค่าคงที่ตามต้องการ

### 4.2 ขั้นตอนการวิเคราะห์ MLSS



### 4.3 การคำนวณ

#### 4.3.1 การคำนวณหาค่า MLSS

$$\text{mg/L} = \frac{(B - A) \times 1,000}{\text{ml Sample}}$$

#### 4.3.2 ขั้นตอนการวิเคราะห์ MLVSS

นำกระดาษกรองที่ผ่านการกรองและอบแล้ว นำมาเผาที่อุณหภูมิ 500 °C (นาน 15 – 20 นาที) เก็บในโถดูดความชื้น (desiccator) นาน 30 นาที

↓  
ชั่งน้ำหนัก (C)

#### 4.4 การคำนวณหาค่า MLVSS

$$\text{mg/L} = \frac{(B - C) \times 1,000}{\text{ml Sample}}$$

## ประวัติการศึกษา และการทำงาน

ชื่อ-นามสกุล	นางสาวนิติรัตน์ สาสุข
วัน เดือน ปี ที่เกิด	10 กุมภาพันธ์ พ.ศ. 2529
สถานที่เกิด	กาญจนบุรี
ประวัติการศึกษา	พ.ศ. 2547 จบการศึกษา วท.บ. (วิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม) สาขาวิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม คณะทรัพยากรและ สิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ วิทยาเขตศรีราชา พ.ศ. 2553 จบการศึกษา ส.บ. (สาธารณสุขศาสตรบัณฑิต) แขนงวิชาสาธารณสุขศาสตรบัณฑิต สาขาวิชา วิทยาศาสตร์สุขภาพ วิชาเอกอาชีวอนามัยและความ ปลอดภัย มหาวิทยาลัยสุโขทัยธรรมาธิราช
นำเสนอผลงานที่	งาน 16 <sup>th</sup> National Convention on Civil Engineering การประชุมวิชาการวิศวกรรมโยธาแห่งชาติ ครั้งที่ 16 วันที่ 18-20 พฤษภาคม พ.ศ. 2554 โรงแรมเดอะชาयน์ พัตยา